

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

FACTEURS DÉTERMINANT LA RÉPARTITION ET L'ABONDANCE DES  
CHAUVES-SOURIS DANS LES ESPACES VERTS DE L'ÎLE DE MONTRÉAL  
À DIFFÉRENTES ÉCHELLES SPATIALES

MÉMOIRE  
PRÉSENTÉ  
COMME EXIGENCE PARTIELLE  
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR  
FRANÇOIS FABIANEK

JUILLET 2008

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL  
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.01-2006). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier particulièrement Daniel Gagnon et Michel Delorme, mes directeurs de recherche, qui m'ont épaulé durant toute la durée de ce projet. Merci pour votre confiance et votre aide précieuse, qui m'ont permis d'avancer à grands pas dans le monde fascinant qu'est celui de la chiroptérologie. Toute ma gratitude va aux techniciens du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Philippe Beaupré et Raymond McNicoll, qui m'ont permis de mener à bien l'analyse des signaux d'écholocation. Je tiens également à remercier grandement les professionnels de recherche du Centre d'étude de la forêt qui m'ont apporté leur soutien dans de nombreux domaines, Mélanie Desrochers pour les analyses issues du SIG, Daniel Lesieur pour les bases de données, Stéphane Daigle pour son aide dans les analyses statistiques et Luc Lauzon pour l'accès aux diverses ressources du CEF. Je tiens aussi à remercier les aides de terrain qui ont réalisé une partie de l'échantillonnage nocturne et l'identification des insectes (Audrey-Anne, Catherine, David, Jean-Sébastien et Mireille), l'ensemble des propriétaires et gérants des golfs et des cimetières, les représentants des arrondissements de la ville de Montréal, ainsi que Johanne Fradette de la Ville de Montréal, qui nous ont gracieusement permis de réaliser notre étude sur leurs propriétés et au sein des parcs de la ville de Montréal. Merci à Denis Jacques de nous avoir prêté un piège lumineux du département de biologie. Merci beaucoup à M. Brock Fenton d'avoir vérifié un certain nombre de nos identifications de sonagrammes. Cette étude n'aurait également pas pu voir le jour sans les subventions obtenues de la Fondation Toronto Dominion des Amis de l'Environnement et de la Fondation de la faune du Québec. Je leur en suis très reconnaissant. Enfin, je dédie ce mémoire à mes parents, Henri et Françoise, en les remerciant de m'avoir soutenu jusqu'au bout.

## TABLE DES MATIÈRES

<b>LISTE DES FIGURES .....</b>	<b>v</b>
<b>LISTE DES TABLEAUX.....</b>	<b>vi</b>
<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>vii</b>
 <b>INTRODUCTION GÉNÉRALE .....</b>	 <b>1</b>
Les conséquences de la perte d'habitat pour les chauves-souris .....	1
Les effets de l'urbanisation sur les vespertilionidés .....	1
Les besoins en habitat des chauves-souris du Québec .....	3
Objectifs de l'étude .....	5
 <b>FACTEURS DÉTERMINANT LA DISTRIBUTION ET L'ABONDANCE DES CHAUVES-SOURIS DANS LES ESPACES VERTS DE L'ÎLE DE MONTRÉAL À DIFFÉRENTES ÉCHELLES SPATIALES .....</b>	 <b>7</b>
<b>RÉSUMÉ.....</b>	<b>8</b>
<b>INTRODUCTION.....</b>	<b>9</b>
<b>MATÉRIEL ET MÉTHODES .....</b>	<b>12</b>
Description de l'aire d'étude .....	12
Sélection des espaces verts.....	12
Procédure d'échantillonnage.....	13
Analyse des signaux d'écholocation.....	14
Collecte d'insectes .....	15
Détermination des échelles spatiales et sélection des variables d'habitat.....	15
Analyses statistiques .....	17
Transformation des variables .....	17
Comparaison de la distribution des espèces suivant les types d'espaces verts...	18
Analyses de régression multiple .....	18
Choix du meilleur modèle statistique.....	19
<b>RÉSULTATS .....</b>	<b>21</b>

<b>Abondance des chauves-souris</b> .....	21
<b>Répartition des espèces au sein des espaces verts</b> .....	21
<b>Corrélations avec les variables d'habitat</b> .....	22
Résultats des modèles intégrant onze variables .....	22
Résultats des modèles intégrant sept variables .....	24
<b>Comparaison des modèles de régression multiple</b> .....	25
<b>DISCUSSION</b> .....	26
<b>Les facteurs affectant l'abondance et la distribution des espèces</b> .....	26
<b>Effet de l'échelle sur les modèles de régression multiple</b> .....	30
<b>Conclusions et perspectives de conservation</b> .....	32
<b>RÉFÉRENCES</b> .....	39
<b>CONCLUSION GÉNÉRALE</b> .....	67
<b>Nos résultats à l'échelle du territoire</b> .....	67
<b>Les limites de l'étude</b> .....	69
<b>Perspectives de conservation et de recherche sur les chiroptères</b> .....	72
<b>LISTE GLOBALE DES RÉFÉRENCES</b> .....	74

## LISTE DES FIGURES

Figure 1	Répartition des 24 sites d'échantillonnage sur l'île de Montréal .....	49
Figure 2	Illustration des zones tampons (0,1; 0,2; 0,5; 1 et 2 km de rayon) tracées successivement autour des points d'échantillonnage et à partir desquelles les variables d'habitat ont été prélevées avec le SIG.....	50
Figure 3	Nombres totaux de passages enregistrés par espèce (n = 2364).....	51
Figure 4	Distribution du nombre total de passages enregistrés pour l'espèce <i>Eptesicus fuscus</i> (987 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal .....	52
Figure 5	Distribution du nombre total de passages enregistrés pour l'espèce <i>Lasiurus cinereus</i> (256 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal .....	53
Figure 6	Distribution du nombre total de passages enregistrés pour la combinaison des espèces <i>Lasionycteris noctivagans</i> / <i>Eptesicus fuscus</i> (178 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.....	54
Figure 7	Distribution du nombre total de passages enregistrés pour les espèces du genre <i>Myotis</i> (722 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal .....	55
Figure 8	Distribution du nombre total de passages enregistrés pour l'espèce <i>Pipistrellus subflavus</i> (90 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.....	56
Figure 9	Distribution du nombre total de passages enregistrés pour l'ensemble des chauves-souris (2364 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.....	57
Figure 10	Distribution du nombre total de séquences de cris d'alimentation répertoriées pour l'ensemble des chauves-souris à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal .....	58
Figure 11	Distribution de l'abondance en poids sec des insectes capturés à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal .....	59

## LISTE DES TABLEAUX

Tableau 1	Liste des 24 espaces verts sélectionnés et classés en fonction du type d'aménagement dominant, de la présence de plans d'eau et de leur superficie .....	60
Tableau 2	Résultats des séries d'ANOVAs comparant la superficie estimée des espaces verts, ainsi que sept variables d'habitat tirées des cartes informatisées, aux différents types d'espaces verts .....	61
Tableau 3	Résultats des séries d'ANOVAs suivies des comparaisons par paire des moyennes d'abondance des chauves-souris, du poids sec en insectes et du nombre de séquences de cris d'alimentation, quant aux différents types d'espaces verts .....	62
Tableau 4	Analyse de régression multiple de l'abondance estimée des espèces de chauves-souris en fonction des caractéristiques de l'habitat à des échelles locales (zones tampons de 0,1 à 0,5 km de rayon) .....	63
Tableau 5	Analyse de régression multiple de l'abondance estimée des espèces de chauves-souris en fonction des caractéristiques de l'habitat de l'échelle locale à l'échelle du paysage (zones tampons de 0,1 à 2 km de rayon) .....	64
Tableau 6	Comparaison des différents modèles à l'échelle locale grâce au critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc) .....	65
Tableau 7	Comparaison des différents modèles de l'échelle locale à l'échelle du paysage grâce au critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc) .....	66

## RÉSUMÉ

Les phénomènes de perte, d'altération et de fragmentation de l'habitat dus aux activités anthropiques contribuent fortement à réduire les populations de chauves-souris à travers le monde. Le manque de connaissances, associé au fait que le territoire du Québec se situe à la limite nordique de la distribution des espèces, a favorisé l'inscription de quatre des huit espèces de chauves-souris du Québec sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées comme menacées ou vulnérables. L'étude de Côté fut la première à relater les interactions entre les diverses espèces présentes sur le territoire et leur habitat d'alimentation. Les résultats laissaient présager des différences de patrons d'abondance spécifique au sein des habitats urbains, comparativement aux milieux ruraux et forestiers. Bien que les processus d'urbanisation aient globalement pour effet d'accentuer la perte des sites d'alimentation et des gîtes de repos diurnes, certaines espèces mieux acclimatées sont abondamment retrouvées en milieu urbanisé. L'objectif de cette étude était donc de déterminer l'influence des modifications apportées par l'urbanisation sur le choix des sites d'alimentation des espèces de chauves-souris présentes sur l'île de Montréal, et ce, à différentes échelles spatiales. L'intérêt étant de déterminer si la présence et l'abondance des espèces sont davantage reliées à un gradient d'urbanisation à l'échelle du paysage, ou si les facteurs d'habitat à une échelle plus locale ont un effet plus important. Dans l'optique de déterminer l'abondance des espèces présentes en milieu urbain, nous avons circulé dès la tombée de la nuit jusqu'à environ minuit à travers une série de 24 espaces verts, de tailles et d'aménagements variés, et avec ou sans la présence de plans d'eau. Trois points d'écoute, répartis dans chaque espace vert, ont permis l'enregistrement des signaux d'écholocation perçus, durant 15 minutes par point d'écoute. Cette opération fut répétée chaque nuit, du 15 juin au 30 juillet 2006, jusqu'à l'obtention de trois nuits d'écoutes par espace vert. Un prélèvement de plusieurs variables d'habitat comprises dans un rayon variant de 0,1 km à 2 km autour de chaque point d'échantillonnage fut réalisé sur le terrain et grâce à l'appui d'un système d'information géographique. Les résultats obtenus montrent que les espèces *Eptesicus fuscus* et *Myotis* spp sont les plus abondamment retrouvées sur l'île de Montréal. Le genre *Myotis* et l'espèce *Pipistrellus subflavus* sont principalement rencontrés dans les habitats présentant une surface boisée importante à proximité de la Rivière des Prairies. Les espèces *Eptesicus fuscus*, *Lasiurus cinereus* et *Lasionycteris noctivagans* paraissent moins sélectives, leur répartition étant beaucoup plus uniforme sur l'ensemble de l'île. Globalement, les zones de l'île de Montréal les moins affectées par le développement urbain présentent une activité de chasse plus importante et les facteurs d'habitat à l'échelle locale semblent également avoir une influence prépondérante dans le choix des sites d'alimentation des chauves-souris.

MOTS-CLÉS : chauves-souris, milieu urbain, habitat d'alimentation, échelle locale, paysage, quantité d'habitat, SIG



## INTRODUCTION GÉNÉRALE

### **Les conséquences de la perte d'habitat pour les chauves-souris**

Ces dernières décennies ont été les témoins de l'atteinte progressive portée par l'espèce humaine sur l'ensemble de la biodiversité à l'échelle planétaire (Hannah et Bowles, 1995). La perte pure et simple d'habitat, mais aussi sa fragmentation et la dégradation de sa qualité sont les principales causes de ce constat d'envergure planétaire (Olff et Ritchie, 2002; Baillie *et al.*, 2004). Si bien, qu'environ 16 000 espèces animales et végétales sont actuellement menacées d'extinction à travers le monde. Sur les 1024 espèces de chiroptères recensées à travers la presque totalité des biomes de la planète (Patten, 2004), près de la moitié des espèces sont actuellement inscrites sur la liste des espèces désignées menacées ou vulnérables par l'Union Mondiale pour la Nature (Prescott et Richard, 2004). En Amérique du Nord, les chauves-souris détiennent le plus important pourcentage d'espèces désignées menacées ou vulnérables ou susceptibles de le devenir, parmi l'ensemble des mammifères. Tuttle (2004), lors d'une brève revue de littérature, donne l'exemple le plus représentatif concernant les chauves-souris du genre *Myotis*, dont l'abondance était estimée à plusieurs millions d'individus avant l'arrivée des premiers Européens en Amérique. Ce genre a été dénombré, en 1980, à une abondance d'environ 550 000 individus, pour finalement passer à 380 000 individus en 2001 (Clawson, 2002). Sur le territoire du Québec, la moitié des espèces répertoriées détiennent un statut préoccupant et sont inscrites sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (Beaulieu, 1992).

### **Les effets de l'urbanisation sur les vespertilionidés**

Les principales conséquences de l'urbanisation sont de détruire les habitats naturels et de fragmenter ce qui en reste en îlots relativement isolés et de tailles variées (Dickman, 1987; Wayne *et al.*, 2000). Dans le contexte de notre étude, les derniers îlots de végétation présents sur l'île de Montréal sont représentés par les

parcs nature (en grande partie encore naturels), les parcs urbains (fortement artificialisés), les golfs et les grands cimetières (également artificialisés à divers degrés). Ces espaces verts, d'aménagement très varié, sont ceinturés par un environnement urbain fortement modifié, constitué de routes, de voies ferrées, de champs agricoles, de résidences, de centres commerciaux et de gratte-ciels, constituant autant de barrières potentielles à la libre dispersion des organismes (McDonnell et Pickett, 1990).

Les premières études réalisées en Angleterre sur la faune aviaire (Cousins, 1982; Dickman, 1987) mettaient déjà en évidence que l'abondance des espèces diminuait lorsque le taux d'urbanisation alentour des espaces verts était élevé. La majorité des études qui portent sur la caractérisation de l'habitat d'alimentation des chiroptères en milieu urbain ont également rapporté une relation négative entre l'abondance des chauves-souris et le taux d'urbanisation lié à l'habitat (Geggie et Fenton, 1985; Kurta et Teramino, 1992; Gaisler *et al.*, 1998; Pierson, 1998; Avila-Flores et Fenton, 2005; Hourigan *et al.*, 2006). Il fut également proposé que l'impact négatif associé au degré d'artificialisation au sein des espaces verts pouvait être corrélé au manque de végétation et à la faune d'insectes lui étant associée (Gerell et Lundberg, 1993; Ekman et van Zyll de Jong, 1996; Gaisler *et al.*, 1998; Avila-Flores et Fenton, 2005). À l'échelle du paysage, les milieux de surface restreinte et implantés dans une matrice urbaine importante présentent également une diversité et une abondance d'insectes inférieures en comparaison aux milieux moins perturbés et moins isolés (Faeth et Kane, 1978; Blair et Launer, 1997). Cependant, certaines espèces de chauves-souris sont retrouvées en grande abondance dans les milieux ruraux et urbains (Rydell, 1992; Gaisler *et al.*, 1998; Côté, 2006). Les chauves-souris exploitent alors les « gîtes anthropiques » comme les ponts (Adam et Hayes, 2000), les entrepôts et mines désaffectés, les greniers et les avant-toits des habitations (Kunz, 1982), et profitent de la concentration des proies présentes sous les éclairages électriques (Rydell, 1992; Rydell et Racey, 1995). À ce titre, les études réalisées par Glendell et Vaughan (2002) et par Gehrt et Chelsvig (2003) ont mis en évidence que la présence de lampadaires détenait un rôle important dans le choix d'un site

d'alimentation des chauves-souris en milieu urbain. À ce propos, les lampadaires à vapeur de mercure (à émission de lumière blanche) semblent être, selon plusieurs auteurs (Rydell, 1992; Rydell et Racey, 1995; Glendell et Vaughan, 2002), plus attractifs pour les chauves-souris comparés aux lampadaires à vapeur de sodium (à émission de lumière orange).

Du fait de leur forte capacité de dispersion, les chiroptères sont en mesure de s'affranchir plus facilement des barrières spatiales imposées par l'urbanisation, en comparaison aux autres mammifères (Gilbert, 1989).

### **Les besoins en habitat des chauves-souris du Québec**

Les vespertilionidés présents sur le territoire du Québec sont représentés par trois espèces migratrices et cinq espèces résidentes. Les premières forment de petites colonies estivales et se déplacent sur des distances relativement importantes durant l'été, se perchent dans la canopée directement sur les branchages (Kunz, 1982; van Zyll de Jong, 1985; Findley, 1993). Les espèces résidentes forment, quant à elles, d'importantes colonies, parfois multi-spécifiques (Caceres et Barclay, 2000; Best et Jennings, 1997), et occupent divers gîtes naturels et anthropiques, comme les grottes, les cavités formées dans les troncs d'arbres, les habitations (au sein des greniers, avant-toits et caves), ainsi que les mines désaffectées (Kunz, 1982). La sélection de l'habitat est avant tout dictée par la nécessité de trouver un gîte diurne adéquat et un site d'alimentation disponible à proximité (Fenton, 1990; Kalcounis *et al.*, 1999).

Les chauves-souris peuvent effectuer de nombreux changements de perchoir durant la saison estivale afin d'acquérir leur nourriture, mais restent néanmoins fidèles à leurs refuges estivaux et hivernaux (Lewis, 1995; Caceres et Barclay, 2000; Veilleux et Veilleux, 2004). Bien qu'également fidèles à leur site d'alimentation (Kunz, 1973; Brigham et Fenton, 1986; Hickey et Fenton, 1996), les chauves-souris semblent être de nature opportuniste (Hickey et Nielson, 1995), chassant dans une grande variété d'habitats en fonction de la disponibilité des proies

présentes (Vaughan, 1980; Furlonger *et al.*, 1987; Brigham, 1989; Barclay, 1991). Les vespertilionidés sont en mesure de parcourir des distances s'échelonnant d'une centaine de mètres jusqu'à une dizaine de kilomètres en une nuit, afin de trouver une zone de chasse propice à leurs besoins (Barclay *et al.*, 1988; Nowak, 1994; Veilleux *et al.*, 2003). Elles n'utilisent cependant qu'une faible proportion de leur habitat d'alimentation disponible, favorisant certains secteurs plutôt que d'autres (Walsh et Harris, 1996). Les zones ripariennes (Grindal *et al.*, 1999) et les sites situés à proximité des points d'eau (Jaberg et Guisan, 2001), susceptibles d'héberger une faune d'insectes abondante (Vaughan *et al.*, 1997), peuvent par exemple être privilégiés.

Les choix des sites d'alimentation sont également susceptibles de diverger en fonction de l'envergure des ailes, de la masse corporelle, et des capacités d'écholocation propres à chaque espèce (Aldridge et Rautenbach 1987; Norberg et Rayner, 1987). Les espèces à grande envergure d'ailes, qui détiennent une masse corporelle importante, comme *Eptesicus fuscus* (Grande chauve-souris brune, environ 20 g), *Lasiurus cinereus* (Chauve-souris cendrée, environ 25 g) et *Lasionycteris noctivigans* (Chauve-souris argentée, environ 15 g), émettent des signaux d'écholocation de basse fréquence et possèdent moins d'habileté pour les manœuvres rapides. Ces espèces privilégient en général les sites d'alimentation en milieux ouverts, aux abords des routes ou à proximité des points d'eau (Norberg et Rayner, 1987; Nowak, 1994; Grindal, 1996). Les chauves-souris qui ont de plus petites envergures d'ailes, comme les espèces du genre *Myotis* (Petite chauve-souris brune, environ 8 g; Chauve-souris nordique, environ 8 g; Chauve-souris pygmée, environ 6 g) et l'espèce *Pipistrellus subflavus* (Pipistrelle de l'Est, environ 6 g), émettent des signaux d'écholocation de plus haute fréquence, possèdent une plus grande manœuvrabilité et sont donc en mesure de chasser leurs proies dans des sites d'alimentation moins clairsemés, à l'orée des milieux boisés par exemple (Norberg et Rayner, 1987; Owen *et al.*, 2003). D'autres caractéristiques intrinsèques, telles que le sexe (Anthony *et al.*, 1981; Barclay, 1991; Wilkinson et Barclay, 1997; Henry *et al.*, 2002) et l'âge des individus (Rolseth *et al.*, 1994), mais également les facteurs

climatiques, tels que la température ambiante, la force du vent (Anthony *et al.*, 1981; Verboom et Spoelstra, 1999; Erickson et West, 2002), la phase de la lune (Reith, 1982; Hecker et Brigham, 1999), sont autant de facteurs susceptibles d'influencer le comportement des chauves-souris présentes sur le territoire du Québec dans leur choix d'un site d'alimentation.

### **Objectifs de l'étude**

Avec un taux de recrutement de seulement un à deux nouveaux nés par an (Kunz, 1982; Findley, 1993; Prescott et Richard, 2004), les chauves-souris requièrent un habitat relativement stable pour assurer le maintien de leurs populations à long terme (Kunz, 1982; Findley, 1993). Par conséquent, une pression accrue sur les sites d'alimentation réduit la possibilité, pour ces animaux, d'obtenir des réserves énergétiques suffisantes, favorisant ainsi la hausse du taux de mortalité, surtout chez les individus juvéniles et les jeunes adultes peu expérimentés (Hill et Smith, 1984). Dans un tel contexte et face à la pression de plus en plus accrue des activités humaines sur l'habitat des chauves-souris, il nous a semblé important d'acquérir davantage de connaissances quant à l'écologie des chauves-souris en milieu urbanisé. Bien qu'un certain nombre d'études font mention des interactions entre les chauves-souris et leur habitat d'alimentation en Amérique du Nord (Gilbert, 1989; Kurta et Teramino, 1992; Geggie et Fenton, 1985; Gaisler *et al.*, 1998; Gehrt et Chelsvig, 2003; Duchamp *et al.*, 2004), peu d'information sur l'habitat d'alimentation des chauves-souris en milieu urbain est à ce jour disponible pour le territoire du Québec. Des travaux récents, portant sur l'habitat d'alimentation des chauves-souris réalisés au Québec (Côté, 2006), ont montré que le degré d'urbanisation de l'habitat influençait également la distribution et l'abondance des espèces présentes sur le territoire.

L'étude des communautés de chauves-souris occupant des milieux urbanisés est nécessaire afin d'apporter des réponses quant aux capacités de maintien des espèces dans un milieu naturel extrêmement fragmenté et ceinturé par un environnement presque entièrement façonné par la main de l'homme.

Afin de mieux appréhender les relations impliquées entre l'urbanisation et l'écologie des chauves-souris, le premier objectif de cette étude était de déterminer quelle était l'abondance estimée à partir de l'activité de chasse des espèces présentes sur l'île de Montréal en fonction de l'habitat. Le second objectif était de déterminer quelles étaient les relations entre le degré d'urbanisation et l'abondance estimée des espèces.

Ces objectifs peuvent s'énoncer sous la forme d'une hypothèse, qui prédit que l'abondance relative des chauves-souris va diminuer dans les espaces verts les plus artificialisés et entourés d'une matrice urbaine plus dense. L'étude avait aussi le troisième objectif de considérer quelles étaient les échelles spatiales pour lesquelles les relations entre les espèces et leur habitat étaient les plus significatives. L'hypothèse avancée était qu'à l'échelle locale, plus le degré d'artificialisation des espaces verts était important, plus l'activité de chasse des espèces allait diminuer (Walsh et Harris 1996; Gaisler *et al.*, 1998; Everette *et al.*, 2001; Glendell et Vaughan, 2002; Gehrt et Chelsvig, 2003). À l'échelle étendue, plus le gradient d'urbanisation aux alentours des espaces verts est important, plus l'activité de chasse des espèces devait diminuer (Geggie et Fenton 1985; Kurta et Teramino, 1992; Walsh et Harris 1996; Vaughan *et al.*, 1997). En regard des résultats obtenus par Côté (2006) et d'autres études incluant plusieurs échelles spatiales (Walsh et Harris 1996; Gehrt et Chelsvig, 2003; Côté, 2006), une dernière hypothèse soutenait que les effets à l'échelle locale allaient être plus importants que ceux du paysage étendu.

L'apport de plus amples connaissances écologiques, à différentes échelles spatiales, permettra de prendre les mesures de protection appropriées et nécessaires pour la sauvegarde des vespertilionidés présents sur le territoire montréalais.

FACTEURS DÉTERMINANT LA RÉPARTITION ET L'ABONDANCE DES  
CHAUVES-SOURIS DANS LES ESPACES VERTS DE L'ÎLE DE MONTRÉAL  
À DIFFÉRENTES ÉCHELLES SPATIALES

François FABIANEK<sup>1</sup>, Daniel GAGNON<sup>1</sup> et Michel DELORME<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Département des sciences biologiques  
Centre d'étude de la forêt  
Université du Québec à Montréal  
CP 8888, Succ. Centre-ville  
Montréal, Qc.  
H3C 3P8

<sup>2</sup>Biodôme de Montréal  
4777 avenue Pierre-De Coubertin  
Montréal, Qc.  
H1V 1B3

(Article à être soumis au *Journal of Mammalogy*)

## RÉSUMÉ

Les phénomènes de perte, de fragmentation et d'altération de l'habitat dus aux activités anthropiques réduisent la quantité et la qualité des zones de chasses disponibles pour les chauves-souris entraînant, sur le long terme, un déclin progressif des populations à travers le monde. Au Québec, quatre des huit espèces de chauves-souris recensées sont inscrites sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées comme menacées ou vulnérables. Dans ce contexte, mesurer l'impact des changements environnementaux apportés par les aménagements humains sur les espèces de chauves-souris exploitant les habitats d'alimentation en milieu urbain, devient une nécessité. Il semble aussi important de déterminer si un gradient d'urbanisation à l'échelle du paysage, ou si divers facteurs environnementaux à une échelle plus locale ont un effet plus important sur la présence et l'abondance des espèces. Ces connaissances permettront d'acquérir une meilleure compréhension des interactions espèces-habitat et proposer des mesures de conservation appropriées. C'est dans cette optique que 3 points d'écoute répartis dans chacun des 24 espaces verts de taille et d'aménagement variés ont été échantillonnés durant trois nuits, afin d'enregistrer les signaux d'écholocation émis par les chauves-souris durant la chasse. Les enregistrements ont été récoltés grâce à un détecteur à ultrason durant les mois de juin et de juillet 2006. Cinq espèces ont été identifiées et l'activité de chasse a été déterminée pour chaque espace vert à partir des sonagrammes obtenus. Les facteurs d'habitat associés à l'échelle locale ont été mesurés sur le terrain et plusieurs facteurs associés aux échelles locales et du paysage étendu ont été acquis à l'aide d'un SIG. Les résultats montrent que les espèces *Eptesicus fuscus* et *Myotis* spp sont les plus abondamment retrouvées sur l'île de Montréal. Le genre *Myotis* et l'espèce *Pipistrellus subflavus* sont principalement rencontrés dans les habitats présentant une surface boisée importante et proche de l'eau courante. Les espèces *Eptesicus fuscus*, *Lasiurus cinereus* et *Lasionycteris noctivagans* semblent moins sélectives, leur répartition étant beaucoup plus uniforme sur l'ensemble de l'île. Globalement, les zones de l'île de Montréal les moins affectées par le développement urbain présentent une activité de chasse plus importante et les facteurs d'habitat à l'échelle locale semblent également avoir une influence prépondérante dans le choix des sites d'alimentation des chauves-souris.

MOTS-CLÉS : chauves-souris, milieu urbain, habitat d'alimentation, échelle locale, paysage, quantité d'habitat, SIG



## INTRODUCTION

La perte d'habitat, sa fragmentation et sa dégradation sont les principales causes de la perte de biodiversité à travers le monde (Hannah et Bowles, 1995; Olff et Ritchie, 2002; Baillie *et al.*, 2004). Chez les vespertilionidés présents en Amérique du Nord, cela se traduit par une perte des gîtes de repos et de reproduction diurne (Kunz, 1982) et des sites d'alimentation nocturne (Hill et Smith, 1984), entraînant le déclin des populations sur le long terme. Dans la province de Québec, la moitié des espèces répertoriées détiennent un statut préoccupant et sont inscrites sur la liste des espèces susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables (Beaulieu, 1992).

Bien qu'un certain nombre d'études réalisées en Amérique du Nord fassent déjà mention des interactions entre les chauves-souris et leur habitat d'alimentation en milieu urbain (Gilbert, 1989; Kurta et Teramino, 1992; Geggie et Fenton, 1985; Gaisler *et al.*, 1998; Gehrt et Chelsvig, 2003; Duchamp *et al.*, 2004), aucune étude de ce type n'a encore été réalisée à la limite de l'aire de distribution de la plupart des espèces (Prescott et Richard, 2004). À l'échelle du paysage, plus l'habitat est constitué d'habitats naturels fragmentés et implantés dans une matrice urbaine importante, plus l'abondance des vespertilionidés est faible (Kurta et Teramino, 1992; Geggie et Fenton, 1985; Gaisler *et al.*, 1998; Pierson, 1998; Avila-Flores et Fenton, 2005). L'impact négatif associé au degré d'urbanisation peut être corrélé au manque de végétation et à la faune d'insectes lui étant associée (Faeth et Kane, 1978; Gerell et Lundberg, 1993; Ekman et van Zill de Jong, 1996; Blair et Launer, 1997; Gaisler *et al.*, 1998; Avila-Flores et Fenton, 2005).

Cependant, certaines espèces, comme la Grande chauve-souris brune (*Eptesicus fuscus*) et la Petite chauve-souris brune (*Myotis lucifugus*), sont retrouvées en grande abondance dans les milieux ruraux et urbains (Rydell, 1992; Gaisler *et al.*, 1998; Côté, 2006), chassant à travers une large gamme d'habitats (Agosta, 2002). Les chauves-souris sont de nature opportuniste (Hickey et Nielson, 1995). Leur capacité à s'affranchir facilement des barrières spatiales imposées par l'urbanisation (Gilbert,

1989), leur permet non seulement de parcourir des distances relativement importantes afin de trouver des sites de chasse propice à leurs besoins (Barclay *et al.*, 1988; Nowak, 1994; Veilleux *et al.*, 2003), mais également de chasser dans une grande variété d'habitats en fonction de la disponibilité des proies présentes (Furlonger *et al.*, 1987; Brigham, 1989; Barclay, 1991; Vaughan *et al.*, 1997; Jaberg et Guisan, 2001). À ce titre, les études réalisées en milieu urbain, par Glendell et Vaughan (2002) et par Gehrt et Chelsvig (2003), ont mis en évidence qu'à une échelle locale, la présence de points d'eau et d'éclairages électriques, susceptibles d'augmenter l'abondance des proies (Rydell, 1992; Rydell et Racey, 1995), détenaient également un rôle essentiel dans le choix d'un site d'alimentation des chauves-souris en milieu urbain.

L'étude des sites d'alimentation des chauves-souris occupant des milieux urbanisés est nécessaire afin d'apporter des réponses quant aux capacités de maintien des espèces dans un milieu naturel extrêmement fragmenté et ceinturé par un environnement presque entièrement façonné par la main de l'homme. Cette étude a pour premier objectif d'estimer l'abondance des chauves-souris à travers l'activité de chasse des espèces présentes en milieu urbain et comme second objectif, d'appréhender les relations entre le degré d'urbanisation et l'abondance des espèces présentes. L'intérêt étant de déterminer si les chauves-souris sont positivement ou négativement affectées par les diverses structures du paysage composant l'habitat urbain. Le dernier volet de cette étude vise à définir l'échelle spatiale pour laquelle les relations entre les espèces et leur habitat sont les plus significatives. Les trois principales hypothèses avancées sont qu'à l'échelle locale, plus le degré d'artificialisation des espaces verts est important plus l'activité de chasse des espèces devrait diminuer (Walsh et Harris 1996; Gaisler *et al.*, 1998; Everette *et al.*, 2001; Glendell et Vaughan, 2002; Gehrt et Chelsvig, 2003). À l'échelle du paysage étendu, plus le gradient d'urbanisation aux alentours des espaces verts est important, plus l'activité de chasse des espèces devrait diminuer (Geggie et Fenton 1985; Kurta et Teramino, 1992; Walsh et Harris, 1996; Vaughan *et al.*, 1997). La dernière hypothèse envisagée est que l'échelle locale devrait être la plus importante dans la détermination

de l'habitat d'alimentation des chauves-souris comparée à celle du paysage étendu (Gehrt et Chelsvig 2003; Côté, 2006).

L'apport de plus amples connaissances écologiques à différentes échelles spatiales permettra de prendre les mesures de protection appropriées et nécessaires pour la sauvegarde des vespertilionidés présentes sur le territoire montréalais.

## MATÉRIEL ET MÉTHODES

### Description de l'aire d'étude

L'aire d'étude se situe à la limite nordique de distribution de la plupart des espèces de chauves-souris insectivores recensées en Amérique du Nord (Prescott et Richard, 2004) et vient se placer dans un contexte d'urbanisation et de fragmentation avancée (Bourne et Simmons, 1982). En effet, l'île de Montréal (45° 30' N, 73° 36' E), située au confluent du fleuve Saint-Laurent et de la rivière des Prairies, s'étend sur 363,52 km<sup>2</sup> et comprend une densité d'environ 4 500 habitants / km<sup>2</sup> (Statistique Canada, 2006). L'île inclut plus de 300 espaces verts qui occupent une superficie totale de 44 km<sup>2</sup>, soit approximativement 12 % de la superficie totale de l'île (CMM, 2005).

### Sélection des espaces verts

La sélection des 24 espaces verts utilisés pour cette étude a été réalisée de manière à obtenir l'hétérogénéité spatiale la plus représentative possible du contexte montréalais. Les derniers espaces verts présents sur l'île, représentés par des terrains de golf, des cimetières, des parcs urbains artificialisés et des parcs naturels, ont été regroupés en trois classes de taille (1: 20 à 75 ha; 2: 76 à 150 ha; 3: plus de 151 ha) à raison de huit par classe, puis sélectionnés en fonction du pourcentage de couvert forestier et de la présence ou non de plans d'eau *in situ* (tableau 1; figure 1). Le choix fut établi à partir d'observations de photographies aériennes digitalisées (orthophotos) de l'île de Montréal (1:1000) fournies par la Communauté Métropolitaine de Montréal (CMM, 2005). Seuls les espaces verts présentant une superficie supérieure à 20 hectares ont été retenus, afin de limiter au maximum les cas d'autoréplication entre les points d'écoute répartis au sein d'un même site d'échantillonnage. Une distance minimale d'environ 100 m entre chaque point d'écoute est en effet préconisée afin de limiter la probabilité d'enregistrer les mêmes individus à différents points d'écoute (Delorme et Jutras, 2003). Nous avons ensuite sélectionné les espaces

verts de façon à ce que la moitié, soient considérés «naturels» et l'autre moitié «artificialisés». Les espaces verts ayant au moins 50% de couvert forestier et arborescent ont été considérés «naturels». Les espaces verts ont été considérés «artificialisés» lorsqu'ils présentaient moins de 20% de couvert forestier et moins de 40% de couvert arborescent. Enfin, pour chacune des catégories «naturels» et «artificialisés», nous avons opéré une troisième sélection, «avec eau» et «sans eau». Les espaces verts caractérisés par une superficie d'eau cumulée égale ou supérieure à 5 ha ont été regroupés dans la catégorie «avec eau». En deçà de cette surface, les espaces verts ont été placés dans la catégorie «sans eau». Ainsi, deux réplicats de chaque catégorie d'espaces verts ont été sélectionnés, pour un total de 24 (3 (classes de taille) x 2 (naturel et artificialisé) x 2 (avec eau et sans eau) x 2 réplicats = 24 espaces verts).

### **Procédure d'échantillonnage**

La période d'échantillonnage s'est déroulée durant les mois de juin et de juillet 2006. Durant cette période, les processus migratoires sont stabilisés (Barbour et Davis, 1969) et les femelles sont en période de lactation (Anthony et Kunz, 1977). Le but était de réaliser l'échantillonnage dans des conditions optimales de représentativité en termes d'effectif, ainsi qu'en l'absence de juvéniles de l'année. Les enregistrements des signaux d'écholocation émis par les chauves-souris durant la chasse ont été récoltés à l'aide d'un appareil Anabat, détecteur d'ultrasons, couplé à un magnétophone à cassettes. Les détecteurs ont été calibrés avec un niveau de sensibilité variable (Patriquin *et al.*, 2003) et ont été maintenus manuellement à un angle de 45° (Weller et Zabel, 2002) de sorte à pouvoir enregistrer distinctement les cris d'écholocation perçus. Trois points d'écoute, déterminés grâce à un pré-échantillonnage (du 1<sup>er</sup> juin au 15 juin 2006), ont été répartis dans chacun des 24 espaces verts et géo-référencés à l'aide d'un GPS. Pour chaque point d'écoute, trois enregistrements de 5 min ont été récoltés à des intervalles d'une heure durant la même soirée. Les premiers enregistrements débutaient systématiquement 20 min après la tombée de la nuit, cette période marquant le début des activités nocturnes

des chauves-souris (Brigham et Fenton, 1986). Cet échantillonnage nous a permis (1) d'échantillonner trois points d'écoute avec un seul appareil Anabat par espace vert durant la même soirée et (2) de couvrir l'activité nocturne des chauves-souris sur une période de trois heures après chaque début d'enregistrement, afin de limiter l'effet de la variabilité temporelle dans les données (Hayes, 1997). En effet, bien que le pic d'activité nocturne des vespertilionidés soit à la tombée de la nuit, vu l'abondance des proies présentes (Crampton, 1995; Milne *et al.*, 2004), toutes les espèces ne chassent pas durant les mêmes périodes de temps (Cockrum, 1956; Kunz, 1973; Fenton et Bell, 1979; Nowak, 1994).

Cet échantillonnage a été réitéré trois fois pour chaque espace vert, dans la période du 15 juin au 30 juillet 2006, afin d'obtenir trois visites nocturnes par espace vert. Pour ce faire, chaque soir d'écoute, trois équipes munies chacune d'un appareil Anabat ont échantillonné un espace vert, permettant ainsi d'obtenir trois visites nocturnes (réplicats) pour chacun des 24 espaces verts en 24 nuits propices à l'activité des chauves-souris (température et force du vent optimal et sans précipitations).

### **Analyse des signaux d'écholocation**

Les signaux d'écholocation enregistrés sur bande magnétique ont été reportés graphiquement avec le module d'interface *Anabat II ZCA*, pour être ensuite analysés à l'aide du logiciel *Analook version 3.3*, qui permet une visualisation des cris sous forme de sonagrammes. Afin d'identifier les espèces enregistrées, les sonagrammes ont été comparés avec des sonagrammes témoins (O' Farrell *et al.*, 1999) fournis par le Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec.

Les espèces du genre *Myotis* ont été regroupées et analysées en bloc, étant donné les difficultés d'interprétation posées par la similitude des sonagrammes (Thomas, 1988 a.; Hayes 2000; Brooks et Ford, 2005). Les sonagrammes de l'espèce *Lasionycteris noctivagans* ayant également des caractéristiques communes (fréquence minimale, fréquence maximale, durée et pente du signal sonore) avec l'espèce *E.*

*fuscus* (Barclay, 1986; Brigham *et al.*, 1989; Obrist, 1995; Betts, 1998; Gannon *et al.*, 2004), les signaux d'écholocation identifiés comme étant l'espèce *L. noctivagans* ont été dénommés : *L. noctivagans* / *E. fuscus*.

L'activité de chasse de chaque espèce (ou combinaison d'espèces) de chauves-souris a été déterminée par le nombre total de passages obtenus par espèce et par site. Un «passage» étant défini par une série de signaux d'écholocations correctement enregistrés sur une période de 15 secondes (Thomas et West, 1989). Les trois phases d'écholocation, soient de recherche, d'approche et terminale, sont généralement distinguées lors de l'inspection des sonagrammes. La dernière phase, appelée séquence de cris d'alimentation, correspond à une série plus rapide de pulsations, émises lorsque les chauves-souris sont suffisamment proches de leurs proies (Griffin, 1958). Le nombre total de séquences de cris d'alimentation répertoriées fut également comptabilisé par espace vert.

### **Collecte d'insectes**

Un prélèvement de la faune d'insectes nocturnes a été effectué à chaque espace vert. Un piège lumineux (lampe UV autonome) a été installé, dès la tombée de la nuit, pour une période de quatre-heures. Les insectes récoltés ont par la suite été triés par ordres puis séchés afin d'obtenir un indice d'abondance en biomasse sèche (Thomas, 1988.a). Un total de 24 échantillons d'insectes ont ainsi été récoltés, soit un par espace vert.

### **Détermination des échelles spatiales et sélection des variables d'habitat**

Des cartes topographiques de la région de Montréal (échelle 1:20 000) ont été acquises auprès du Ministère des Ressources Naturelles et de la Faune du Québec dans l'intention d'établir des relations entre l'activité de chasse des chauves-souris et les diverses composantes de l'habitat à plusieurs échelles spatiales. À cet effet, chaque point d'écoute géo référencé a été intégré à un système d'information

géographique (*Arcview 9.1*) à partir desquels des cercles concentriques (zones tampons) de 0,1 km, 0,2 km, 0,5 km, 1 km et 2 km de rayon ont été tracés afin de prélever les données nécessaires à la construction des variables d'habitat sur plusieurs échelles spatiales (figure 2). L'étude de Côté (2006), réalisée en partie dans la ville de Laval, au nord de Montréal, a porté davantage sur des facteurs considérés à une échelle localisée (zones tampons de 0,2 km de rayon maximum). Il parut intéressant d'étendre l'analyse des résultats sur une échelle beaucoup plus vaste (Gehrt et Chelsvig, 2004; Gorresen *et al.*, 2005), étant donné les capacités de dispersion des vespertilionidés sur de longues distances (Barclay *et al.*, 1988; Nowak, 1994; Veilleux *et al.*, 2003). Néanmoins, les effets d'échelle ont été testés à partir de zones tampons n'excédant pas 2 km de rayon afin de limiter l'effet d'auto corrélation spatiale, du fait de la proximité de certains sites, et de préserver l'indépendance statistique des variables (Legendre, 1993).

Un total de sept variables ont été tirées des cartes informatisées, soient 1) la superficie de couvert forestier productif, 2) la superficie de couvert végétal non boisé (couverture herbacée, gazon, champs agricoles), 3) la superficie de milieu marécageux ouvert (zones déboisées et inondées), 4) la superficie des plans d'eau (étangs, rivières et fleuves), 5) le nombre d'habitations (maisons individuelles et immeubles), 6) le nombre de bâtiments de taille importante et non habités (bureaux, immeubles, bâtiments commerciaux et entrepôts) et 7) la longueur des routes et des rues. Les valeurs de ces variables ont été calculées pour toutes les zones tampons attribuées à chaque espace vert à l'aide du SIG (*Arcview 9.1*).

Quatre autres variables ont également été mesurées sur le terrain, puisque les informations nécessaires ne sont pas disponibles à partir des cartes informatisées. Un dénombrement systématique du nombre de lampadaires blancs (lampes à vapeur de mercure) et jaunes (lampes à vapeur de sodium) et du nombre d'arbres isolés fut réalisé à l'aide des orthophotos imprimées à l'échelle 1:1000. Un inventaire systématique du nombre d'arbres feuillus, dont le diamètre à hauteur de poitrine (DHP) est supérieur à 10 cm, fut également effectué à l'intérieur de 4 transects (2m x



500m) orientés suivant les directions cardinales autour de chaque point d'écoute (Gagné, 2006). Les diamètres obtenus ont été classés en deux catégories, supérieurs et inférieurs à 25 cm de diamètre (Carignan, 2006). Les données de terrain ont été récoltées pour les zones tampons s'échelonnant de 0,1 km à 0,5 km de rayon autour de chaque point d'écoute. Ce choix a été déterminé pour des raisons de faisabilité.

Les données de température, de force du vent, du couvert nuageux et les phases lunaires ont été prélevées en début et en fin de chaque enregistrement, afin de déterminer leur influence potentielle sur les résultats d'activité de chasse obtenus au cas où l'échantillonnage ne se serait pas déroulé dans les conditions climatiques optimales.

### **Analyses statistiques**

Toutes les analyses statistiques ont été réalisées à l'aide du logiciel *JMP version 5.1*, avec un seuil de probabilité et de sélection des variables  $\alpha$  fixé à 0,05.

#### *Transformation des variables*

Pour réduire les problèmes d'auto corrélation spatiale liés à la proximité des zones tampons tracées autour des trois points d'écoute d'un même espace vert, les données tirées des trois zones tampons ont été regroupées en une zone tampon moyenne par espace vert, pour chaque variable d'habitat.

Les données d'abondance obtenues à chaque point d'écoute ont été regroupées en une donnée d'abondance totale par espace vert pour chaque visite nocturne. Pour ce faire, les données d'abondances acquises à chaque heure d'écoute (pt) ont d'abord été additionnées pour ne donner qu'une donnée d'abondance par point d'écoute, pour chaque visite nocturne. Les valeurs obtenues ont été additionnées une seconde fois, afin d'obtenir une seule donnée d'abondance totale par espace vert, pour chaque visite nocturne:

$$\text{Abondance totale par espace vert} = ((\sum pt_1) + ((\sum pt_2) + ((\sum pt_3)))$$

Ces transformations ont été réalisées sur les données d'abondance obtenues pour chaque espèce et groupement d'espèces de chauves-souris ainsi que sur le nombre de séquences de cris d'alimentation répertoriées.

#### *Comparaison de la distribution des espèces suivant les types d'espaces verts*

En premier lieu, nous avons effectué une série d'ANOVAs, afin de déterminer les différences entre les trois types d'espaces verts, quant aux sept variables d'habitat tirées à partir des cartes informatisées ainsi que sur la superficie estimée des espaces verts. Les variables d'habitat rentrées dans les séries d'ANOVAs ont toutes été sélectionnées à 0,5 km de rayon. Cette échelle offre le meilleur compromis, puisqu'elle permet de couvrir la superficie des espaces verts les plus importants, sans pour autant prélever les données d'habitats des espaces verts situés à proximité des catégories d'espaces verts de plus petite taille.

Une seconde série d'ANOVAs, suivie d'une série de tests *post hoc* HSD de Tukey ont été réalisées sur (1) les données d'abondance obtenues pour chaque espèce de chauves-souris individuellement et toutes les espèces confondues, sur (2) l'abondance d'insectes récoltés et sur (3) le nombre de séquence de cris d'alimentation répertoriées. L'emploi du test de Tukey a permis de déterminer quelles étaient les paires de moyennes pour lesquelles les différences étaient significatives.

#### *Analyses de régression multiple*

Afin d'établir les relations entre les données d'abondance des chauves-souris et l'ensemble des variables d'habitat, des analyses de régression multiple de type pas à pas ont été employées. Ce type d'analyse, combinant à la fois les méthodes d'introduction ("Forward") et d'élimination ("Backward") progressive des variables, se révèle particulièrement utile en présence de multi-colinéarité (Legendre, 1993). La

première étape fut de déterminer un nombre réduit de variables explicatives pour chaque modèle. À cet effet, la procédure pas à pas, a permis d'établir une sélection progressive des variables explicatives, ne gardant que les variables inférieures au seuil de significativité défini (Legendre, 1993). Nous avons détecté la présence de multi-colinéarité dans notre jeu de variables explicatives initial, mais les coefficients de corrélation n'excédant pas 0,6, nous n'avons pas jugé nécessaire de soustraire ces variables des modèles étant donné la nature exploratoire de nos recherches (Legendre, 1993).

Les variables d'abondance ont reçu une transformation logarithmique afin de répondre aux conditions d'application du modèle de régression multiple. La transformation en logarithme fut appliquée à l'ensemble des variables d'abondance dans l'intérêt d'établir des comparaisons entre les modèles obéissant aux mêmes lois de distribution (Burnhan et Anderson, 2002).

Les analyses ont été répétées pour chacune des espèces avec un premier modèle incluant sept variables à toutes les échelles spatiales (rayons de 0,1 km, 0,2 km, 0,5 km, 1 km et 2 km) et un second modèle à 11 variables incluant les plus petites échelles uniquement (rayons de 0,1 km, 0,2 km et 0,5 km).

#### *Choix du meilleur modèle statistique*

Dans le but de déterminer l'échelle spatiale détenant le meilleur pouvoir explicatif de l'abondance des espèces de chauves-souris, le critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc) a été employé (lorsque  $n / K < 40$ , avec  $n$  = nombres d'observations et  $K$  = nombres de variables + "intercept") afin d'identifier le meilleur modèle parmi l'ensemble des modèles générés pour toutes les zones tampon (Akaike, 1974 ; Mazerolle, 2006). Le meilleur modèle à considérer est celui qui détient la valeur d'AICc la plus proche de 0 (Mazerolle, 2006). Dans le but de comparer les modèles entre eux nous avons employé le Delta AICc ( $\Delta i$ ), qui

représente la mesure de l'écart de chaque modèle au meilleur modèle considéré (avec la plus faible valeur d'AICc). Le Delta AICc se calcule comme suit :

$$\text{Delta AICc } i = \Delta i = \text{AICc } i - \text{AICc min}$$

Où l'AICc  $i$  correspond à la valeur d'AICc du modèle  $i$  et l'AICc min représente la valeur d'AICc du meilleur modèle considéré. Un écart d'AICc inférieur à 2 permet de considérer les modèles comparés comme étant équivalents, alors qu'un écart d'AICc supérieur à 10 indique que les modèles comparés sont très différents (Burnham et Anderson, 2002 ; Mazerolle, 2006).

Deux séries d'analyses comparatives entre les différents modèles (un modèle pour chaque zone tampon) ont été construites, puisque les variables d'habitat prélevées sur le terrain ont uniquement été intégrées dans les modèles considérés à une échelle locale (rayons de 0,1 km, 0,2 km et 0,5 km).

## RÉSULTATS

### Abondance des chauves-souris

Un total de 2364 passages a été obtenu pour 3240 minutes d'enregistrement durant cette étude. Cinq des huit espèces de chauves-souris insectivores répertoriées au Québec ont pu être identifiées sur le territoire de l'île de Montréal, après analyse des sonagrammes. *E. fuscus* (Grande chauve-souris brune) se révèle être l'espèce la plus abondante avec 987 passages, suivie du genre *Myotis* (722 passages), de *Lasiurus cinereus* (Chauve-souris cendrée; 256 passages), de *L. noctivagans* / *E. fuscus* (Chauve-souris argentée ou Grande chauve-souris brune; 178 passages) et de *Pipistrellus subflavus* (Pipistrelle de l'Est; 90 passages). Enfin, 131 passages enregistrés durant l'inventaire acoustique n'ont pas pu être identifiés (figure 3).

### Répartition des espèces au sein des espaces verts

Les résultats des séries d'ANOVAs (tableau 2) présentent des différences significatives entre les trois catégories d'espaces verts (parcs naturels, parcs urbains, cimetières/ golfs) en termes de superficie estimée des espaces verts ( $F = 13,4$  ;  $p < 0,0001$ ), de superficie de couvert forestier productif ( $F = 13,9$  ;  $p < 0,0001$ ), de superficie de couvert végétal non boisé ( $F = 18,8$  ;  $p < 0,0001$ ), de superficie de milieu marécageux ouvert ( $F = 6,9$  ;  $p < 0,0018$ ), de superficie des plans d'eau ( $F = 5,9$  ;  $p < 0,0042$ ), du nombre de bâtiments de taille importante et non habités ( $F = 33,2$  ;  $p < 0,0001$ ) et de la longueur des routes et des rues ( $F = 13,8$  ;  $p < 0,0001$ ), dans un rayon de 0,5 km alentour des espaces verts. La seule variable tirée des cartes informatisées qui ne présente pas de différence significative entre les trois catégories d'espaces verts est le nombre d'habitations dans un rayon de 0,5 km alentour ( $F = 0,9$  ;  $p < 0,4196$ ).

En dépit des différences significatives entre les catégories d'espaces verts, les espèces *E. fuscus* ( $F = 1$  ;  $p = 0,3610$ ), *L. cinereus* ( $F = 0,1$  ;  $p = 0,8534$ ) et *L. noctivagans* / *E. fuscus* ( $F = 1,4$  ;  $p = 0,2604$ ) présentent une distribution relativement uniforme sur l'ensemble du territoire montréalais (figures 4, 5 et 6). Les résultats des tests de Tukey de comparaisons de moyennes d'abondance entre les parcs naturels, les parcs urbains, les golfs et les cimetières, ne présentent aucune différence significative pour ces trois espèces (tableau 3). Les résultats diffèrent cependant pour les espèces du genre *Myotis* ( $F = 5,5$  ;  $p = 0,006$ ) et pour l'espèce *P. subflavus* ( $F = 2,9$  ;  $p = 0,06$ ), qui présentent une abondance significativement supérieure au sein des parcs naturels comparés aux parcs urbains, ainsi qu'aux golfs et cimetières (tableau 3). Ces espèces sont en effet davantage rencontrées dans les espaces verts situés dans le nord-ouest de l'île de Montréal, le long de la Rivière des Prairies (figures 7 et 8). L'abondance, toutes espèces regroupées (figure 9), est significativement supérieure au sein des parcs naturels, comparée aux parcs urbains, ainsi qu'aux golfs et cimetières ( $F = 7,34$  ;  $p = 0,0013$  ; tableau 3). Le nombre total de séquences de cris d'alimentation répertoriées ( $F = 3,6$  ;  $p = 0,03$  ; figure 10) et l'abondance en poids sec des insectes récoltés ( $F = 3,4$  ;  $p = 0,05$  ; figure 11), sont également significativement plus importants au sein des parcs naturels comparés aux parcs urbains, aux golfs et aux cimetières (tableau 3).

### **Corrélations avec les variables d'habitat**

#### *Résultats des modèles intégrant onze variables*

Les résultats des modèles de régression multiple intégrant les variables à l'échelle locale (tableau 4) montrent que la quantité de routes est corrélée positivement à l'activité de chasse des espèces *E. fuscus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,049$ ; 0,5 km de rayon:  $p = 0,027$ ), *L. cinereus* (0,2 km de rayon:  $p = 0,001$ ) et *P. subflavus* (0,2 km de rayon:  $p = 0,002$ ). Il est intéressant de constater que la présence de lampadaires influence également la présence de ces espèces de manière positive. Les espèces *E. fuscus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,032$ ) *L. cinereus* (0,1 km de rayon:  $p =$

0,033; 0,5 km de rayon:  $p = 0,003$ ) sont influencées par la présence de lampadaires jaunes, tandis que l'espèce *P. subflavus* présente une corrélation avec la présence de lampadaires blancs (0,2 km de rayon:  $p = 0,011$ ). À l'inverse, le nombre d'habitations et de gros bâtiments ont une influence négative sur la majorité des espèces, à part *P. subflavus*. L'espèce *L. cinereus* est corrélée négativement à la présence d'habitations (0,1 km de rayon:  $p = 0,005$ ). Les espèces du genre *Myotis* (0,1 km de rayon:  $p = 0,023$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,011$ ) et *E. fuscus* (0,5 km de rayon:  $p = 0,005$ ) sont corrélées négativement à la présence de gros bâtiments. L'espèce *L. noctivagans* / *E. fuscus* montre également le même type de corrélations, mais avec les deux types d'infrastructures, soit la présence d'habitations (0,1 km de rayon:  $p = 0,0042$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,0084$ ) et de gros bâtiments (0,1 km de rayon:  $p = 0,046$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,03$ ).

Au niveau des éléments naturels de l'habitat, la présence de plans d'eau (0,1 km de rayon:  $p < 0,0001$ ; 0,2 km de rayon:  $p < 0,0001$ ; 0,5 km de rayon:  $p < 0,0001$ ) et la proportion de couvert forestier (0,1 km de rayon:  $p < 0,0006$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,005$ ; 0,5 km de rayon:  $p = 0,034$ ) affectent positivement l'activité de chasse des espèces du genre *Myotis*. La quantité de gros arbres (DHP supérieur à 25 cm) influence aussi l'abondance des espèces du genre *Myotis* (0,1 km de rayon:  $p = 0,004$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,003$ ; 0,5 km de rayon:  $p = 0,009$ ), *L. noctivagans* / *E. fuscus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,033$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,034$ ) et de *E. fuscus*, (0,1 km de rayon:  $p = 0,034$ ). La présence de couvert végétal non boisé est corrélée de manière positive à l'activité de chasse de l'espèce *P. subflavus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,03$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,024$ , 0,5 km de rayon:  $p = 0,032$ ). En revanche, le nombre d'arbres isolés affecte négativement l'activité de chasse de cette espèce (0,2 km de rayon:  $p = 0,035$ ) uniquement. La présence de milieux marécageux ouverts est négativement corrélée à la présence de l'espèce *L. noctivagans* / *E. fuscus*, (0,2 km de rayon:  $p = 0,05$ ).

### Résultats des modèles intégrant sept variables

Les résultats des modèles intégrant les variables allant de l'échelle locale à l'échelle du paysage (tableau 5) montrent des corrélations positives entre la quantité de routes et l'activité de chasse des espèces *E. fuscus* (0,5 km de rayon:  $p = 0,016$ ) et *L. cinereus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,003$ ; 0,2 km de rayon:  $p < 0,001$ ). Le nombre d'habitations dans les environs influence également l'activité de chasse de l'espèce *E. fuscus* (1 km de rayon:  $p = 0,032$ ), alors que cette même variable joue un rôle négatif sur les espèces *L. cinereus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,006$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,005$ ) et *L. noctivagans* / *E. fuscus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,01$ ). Le nombre de gros bâtiments a également une influence négative, mais sur l'ensemble des espèces: *E. fuscus*, (0,5 km,  $p = 0,042$ ), *L. cinereus* (0,5 km de rayon:  $p = 0,008$ ; 1 km de rayon:  $p = 0,027$ ; 2 km de rayon:  $p = 0,004$ ), *Myotis* (0,1 km de rayon:  $p = 0,001$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,019$ ; 2 km de rayon:  $p = 0,005$ ), *L. noctivagans* / *E. fuscus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,01$ ) et *P. subflavus* (2 km de rayon:  $p = 0,037$ ).

Les éléments naturels ayant une influence positive sur l'activité de chasse des chauves-souris du genre *Myotis* sont, la présence de plans d'eau (0,1 km de rayon:  $p = 0,0002$ ; 0,2 km de rayon:  $p = 0,0004$ ; 0,5 km de rayon:  $p = 0,002$ ; 1 km de rayon:  $p = 0,0001$ ; 2 km de rayon:  $p = 0,002$ ), la proportion du couvert forestier (0,1 km de rayon:  $p = 0,034$ ) et la proportion de couvert végétal non boisé (2 km de rayon:  $p = 0,0001$ ). Cette dernière variable est également corrélée à l'abondance de l'espèce *P. subflavus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,001$ ; 1 km de rayon:  $p = 0,001$ ). Enfin, la présence de milieux marécageux ouverts est négativement corrélée à la présence des espèces du genre *Myotis* (1 km de rayon:  $p = 0,004$ ), de *L. noctivagans* / *E. fuscus*, (0,1 km de rayon:  $p = 0,047$ ) et de *P. subflavus* (0,1 km de rayon:  $p = 0,015$ ; 0,5 km de rayon:  $p = 0,04$ ; 2 km de rayon:  $p = 0,038$ ).



### Comparaison des modèles de régression multiple

Tous les modèles présentés dans les tableaux 6 et 7 qui présentent des écarts d'AICc inférieurs à 2 ont été considérés comme équivalents. Aucun écart d'AICc supérieur à 10 ne fut reporté entre les différents modèles des tableaux 6 et 7.

Les modèles considérés aux échelles locales (échelles de 0,1 à 0,5 km de rayon et 11 variables initiales) qui présentent les valeurs d'AICc les plus faibles sont respectivement de 0,1 km de rayon pour les espèces du genre *Myotis*, pour *P. subflavus* et pour *L. noctivagans* / *E. fuscus*, de 0,2 km de rayon pour l'espèce *L. cinereus* et de 0,5 km de rayon pour l'espèce *E. fuscus*, pour l'espèce *L. cinereus* et pour l'espèce *P. subflavus* (tableau 6).

Les comparaisons entre modèles allant de l'échelle locale à l'échelle du paysage étendu (comprenant les échelles de 0,1 à 2 km de rayon et 7 variables initiales) montrent également les valeurs d'AICc les plus faibles à l'échelle de 0,1 km de rayon pour les espèces du genre *Myotis* et *L. noctivagans* / *E. fuscus*, de 0,2 km de rayon pour les espèces *P. subflavus* et *L. cinereus* et de 0,5 km de rayon pour l'espèce *E. fuscus* (tableau 7). En dépit d'une légère variation d'échelle entre les plus faibles valeurs d'AICc issus des modèles à 11 et 7 variables initiales pour l'espèce *P. subflavus*, les résultats sont relativement semblables concernant les autres espèces (tableaux 6 et 7).

## DISCUSSION

### Les facteurs affectant l'abondance et la distribution des espèces

Les gros bâtiments et les habitations de taille plus réduite affectent l'activité de chasse des chauves-souris de manière négative, quelque soit l'échelle considérée, hormis l'espèce *E. fuscus* qui fut la seule à montrer une relation positive avec la présence d'habitations. Cette espèce est reconnue pour établir ses gîtes de repos et d'hibernation, ainsi que ses pouponnières au sein des habitations (Barbour et Davis, 1969; Mills *et al.*, 1975; Kunz, 1982; Williams et Brittingham, 1997; Zimmerman et Glanz, 2000; Agosta, 2002; Duchamp *et al.*, 2004).

Deux facteurs pourraient expliquer la relation liant la présence de routes et l'activité des espèces *E. fuscus* et *L. cinereus*. Ces deux espèces ont une manœuvrabilité réduite (Barclay, 1986; Norberg et Rayner, 1987) et nécessitent un milieu clairsemé propice à leurs déplacements (Nowak, 1994; Grindal, 1996). Il est possible que la présence de routes au sein des espaces verts leur permette de manœuvrer et de chasser plus facilement (Brigham *et al.*, 1997; Grindal et Brigham, 1998, 1999; Humes *et al.*, 1999). Les ouvertures dans la canopée représentent en effet des habitats moins complexes (Fenton, 1990; Grindal et Brigham, 1998, 1999; Humes *et al.*, 1999). Lorsque celles-ci forment de longues ouvertures au sein des peuplements forestiers, elles pourraient également servir de corridors de dispersion (Krusic *et al.*, 1996). Plusieurs espèces sont ainsi fréquemment retrouvées chassant aux abords des routes et des clairières (Grindal, 1996).

Nos résultats indiquent également que les espèces associées à la présence de routes sont systématiquement associées à la présence de lampadaires jaunes, et blancs dans le cas de l'espèce *P. subflavus*. La plupart des espèces répertoriées en milieu rural et urbain exploitent ces sources de lumière artificielle, du fait des fortes concentrations d'insectes y étant associées (Furlonger *et al.*, 1987; Geggie et Fenton, 1985; Rydell, 1992; Kurta et Teramino, 1992; Rydell et Racey, 1995; Hickey et

Fenton, 1996; Gaisler *et al.*, 1998). Il est probable que la présence de routes ait une influence positive sur l'activité des chauves-souris, puisque la présence de lampadaires y est étroitement corrélée, au sein et aux alentours des espaces verts. Cela pourrait expliquer la relation entre la présence de routes et l'abondance de l'espèce *P. subflavus*.

La superficie de couvert forestier productif, ainsi que la présence de plans d'eau tels que les étangs et les rivières, influencent particulièrement l'abondance des espèces du genre *Myotis*. Ces espèces sont fréquemment retrouvées exploitant les émergences d'insectes aquatiques en milieu riparien (Racey et Swift, 1985; Brigham et Fenton, 1991) et dans les habitats forestiers (Ekman et de Jong, 1996; Furlonger *et al.*, 1987; Vaughan *et al.*, 1997) du fait de leurs aptitudes morphologiques favorisant la manœuvrabilité (Norberg et Rayner, 1987; Fenton, 1990). *Myotis septentrionalis* possède des ailes de faible envergure (Norberg et Rayner, 1987), lui permettant de récolter les insectes sur de courtes distances (Faure *et al.*, 1993). Les ailes de l'espèce *M. lucifugus*, plus allongées, lui permettent également d'occuper les sites d'alimentation en milieu forestier clairsemé, s'attaquant préférentiellement aux nuées d'insectes à proximité des points d'eau (van Zyll de Jong, 1985). Il est d'ailleurs envisageable que les espèces du genre *Myotis* privilégient les milieux forestiers adjacents aux rivières, telle la rivière des Prairies dans le cas de cette étude, afin d'y établir leurs gîtes de repos diurnes (Foster et Kurta, 1999). L'étude de Grindal *et al.* (1999) a montré que la présence de femelles pouvait être particulièrement importante dans les habitats riverains, du fait de l'abondance des proies présentes (voir aussi: Belwood et Fenton, 1976; Racey et Swift, 1985; Barclay, 1991; Brigham et Fenton, 1991; Racey, 1998). Cette étude, qui concorde avec nos résultats (figure 10), a également montré que le nombre de séquence de cris d'alimentation était plus élevé en milieu riverain comparativement à d'autres types d'habitats.

L'étude réalisée par Swystun *et al.* (2007), en Alberta, a également montré que les peuplements d'arbres matures et âgés présentent une activité de chasse et une proportion de gîtes de repos supérieurs aux peuplements immatures. Nos résultats ont montré que la présence de feuillus de gros diamètres (plus de 25 cm) a une influence positive sur l'abondance des espèces du genre *Myotis* et de *L. noctivagans* / *E. fuscus*. Les chauves-souris ont une préférence marquée pour les arbres de diamètre important, conférant une meilleure isolation thermique pour les gîtes de repos (Foster et Kurta, 1999; Jung *et al.*, 1999). Par ailleurs, la quantité de cavités disponibles pour les chauves-souris augmente avec la présence d'arbres de DHP supérieur à 25 cm (Allen et Corn, 1990; Zimmerman et Glanz, 2000; Fan *et al.*, 2003). Les espèces de chauves-souris les plus grandes privilégient également les forêts matures en tant qu'habitat d'alimentation (Parson *et al.*, 2003), notamment du fait d'un degré d'ouverture supérieur entre les troncs comparé aux jeunes peuplements (Jung *et al.*, 1999; Lee *et al.*, 1997; Brooks et Ford, 2005).

Nous avons relevé que l'activité de chasse des espèces était négativement reliée à la présence de grandes étendues marécageuses déboisées présentes au sein de quelques parcs naturels (e.g. le Parc nature du Boisé de l'Île Bizard et le Parc nature de la Pointe aux Prairies, secteur Rivière des Prairies). Nous avons pu observer sur le terrain que les vents pouvaient atteindre une vitesse importante dans ce type de milieu faiblement boisé. Ce facteur affecte l'efficacité de chasse des chauves-souris (Norberg et Rayner, 1987; Racey et Swift, 1985), incitant probablement ces dernières à chasser dans des secteurs mieux protégés (Verboom et Spoelstra, 1999). Deuxièmement, il n'est pas exclu que le risque de prédation perçu par les chauves-souris, dans ces grandes étendues herbeuses et marécageuses, puisse être un second facteur d'explication quant à ces résultats (Rydell *et al.*, 1996; Verboom et Spoelstra, 1999). Ce comportement de prudence, également observé chez d'autres petits mammifères devant la présence de prédateurs nocturnes (Longland et Price, 1991) et crépusculaires, tels que le grand-duc d'Amérique (*Bubo virginianus*), et le Hibou des marais (*Asio flammeus*), présents dans ces secteurs de l'Île (Bannon, 1991).

Nous constatons, tout comme Geggie et Fenton (1985), Kurta et Teramino (1992) et Pierson (1998), que l'urbanisation a généralement un effet négatif sur l'activité de chasse des chauves-souris. Sur l'île de Montréal, à l'exception du parc du Mont-Royal qui est relativement préservé (Cogliastro *et al.*, 1996), les parcs urbains insérés dans matrice urbaine dense, sont de plus petites superficies et sont relativement isolés des uns des autres comparés aux parcs nature et les golfs de l'Île Bizard (e.g. golf Elmridge, golf Royal de Montréal). En effet, les golfs et les parcs Nature localisés sur la frange nord-ouest de l'île de Montréal et séparés de l'île de Laval par la rivière des Prairies, supportent une plus grande activité de chasse, comme cela fut montré dans plusieurs études menées ailleurs dans des situations semblables (Everette *et al.*, 2001; Furlonger *et al.*, 1987; Gaisler *et al.*, 1998; Geggie et Fenton, 1985; Gehrt et Chelsvig, 2003; Kurta et Teramino, 1992; Avila-Flores et Fenton, 2005). Avila-Flores et Fenton (2005) et Hourigan *et al.* (2006) avaient également constaté que le genre *Myotis* était majoritairement rencontré dans les zones urbaines résidentielles les moins peuplées et présentant une plus grande proportion d'espaces verts. La forte proportion de champs cultivés ou en friche ainsi que de terrains de golf aux couverts gazonnés dans ce secteur de l'île (Carignan, 2006) expliquerait pourquoi nous avons obtenu une relation positive entre la présence de couvert végétal non boisé et la présence des espèces du genre *Myotis* et *P. subflavus*. Bien que ces espèces n'exploitent pas directement ces habitats d'alimentation, elles ont été très actives dans les milieux boisés jalonnant ces secteurs susceptibles de générer et concentrer une plus importante proportion de proies étant donné les infrastructures présentes (e.g. points d'eau, lampadaires). La proportion d'insectes volants attrapés à l'aide du piège lumineux et le nombre de séquences de cris d'alimentation répertoriées étaient également supérieurs dans ces secteurs, ce qui pourrait expliquer en partie les résultats d'abondance de chauves-souris obtenus. L'espèce *P. subflavus* est corrélée négativement à la présence d'arbres isolés, confirmant par ailleurs la tendance de cette espèce à exploiter les habitats forestiers (Menzel *et al.*, 2003) à proximité des milieux ouverts.

Les patrons de distribution varient également en fonction des caractéristiques morphologiques des espèces (Ford *et al.*, 2005), déterminant leurs plus ou moins grandes capacités d'acclimatation au milieu urbain (Hourigan *et al.*, 2006). Les espèces *E. fuscus* (Barbour et Davis, 1969), *L. cinereus* et *L. noctivagans* / *E. fuscus*, sont réparties uniformément au sein des espaces verts, comparé aux espèces *P. subflavus* et *Myotis*, qui semblent plus sélectives pour leur choix d'habitat d'alimentation. Les espèces du genre *Myotis* sont principalement retrouvées en bordure de l'île, ainsi qu'au parc du Mont-Royal et concentrent leurs activités nocturnes au sein des parcs naturels et des golfs situés dans l'ouest de l'île. L'espèce *P. subflavus*, espèce également forestière (Menzel *et al.*, 2003), suit une tendance similaire au genre *Myotis* et fut exclusivement répertoriée au sein des parcs nature et du golf Elmridge. *P. subflavus* semble également privilégier les milieux ripariens (Fenton et Barclay, 1980; Ford *et al.*, 2005). Ces deux espèces sont associées aux secteurs de l'île de Montréal visiblement les moins fragmentés, d'aménagements plutôt naturels et proches de l'eau courante, afin de bénéficier de la forte production d'insectes. Bien que la majorité des peuplements ligneux présents sur l'île de Montréal soient assez jeunes (Bourdages *et al.*, 1988; Carignan, 2006), il subsiste quelques peuplements matures préservés de l'aire agricole et constitués d'arbres de diamètre important (Carignan, 2006) notamment au sein des terrains de golf. La proximité de gîtes de repos potentiels pourrait aussi influencer les chauves-souris, dont l'espèce *P. subflavus*, à chasser dans les secteurs boisés dans et à proximité des terrains de golf de l'Île Bizard.

### **Effet de l'échelle sur les modèles de régression multiple**

Les comparaisons de modèles à différentes échelles spatiales indiquent que les facteurs considérés aux échelles locales ont une influence prépondérante sur l'abondance des espèces quelque soit le modèle considéré. Ceci implique que lorsqu'une importante proportion du paysage, à majorité d'origine anthropique, est prise en compte dans les modèles de régression multiple, la significativité des modèles diminue. Autrement dit, l'abondance des espèces est moins bien expliquée

lorsque les variables d'habitat sont constituées d'une plus large proportion d'habitat urbain.

Les résultats entre les modèles à 11 et 7 variables initiales sont relativement identiques et correspondent à ceux de Walsh et Harris (1996) et Gehrt et Chelsvig (2003). Gilbert (1989) suggérait que les facteurs à l'échelle locale seraient susceptibles d'affecter davantage les taxons les plus mobiles. Le mode de déplacement et de dispersion rapide des chauves-souris leur permet de s'affranchir des barrières spatiales imposées par l'urbanisation en comparaison à d'autres espèces de mammifères moins mobiles. Elles sont alors en mesure d'exploiter les microhabitats répartis à travers la matrice urbaine, représentés par les espaces verts (Gilbert, 1989; Gehrt et Chelsvig, 2003).

Nos résultats contrastent néanmoins avec ceux de Gorresen *et al.* (2005) qui ont obtenus de meilleurs modèles explicatifs aux échelles du paysage étendu (rayons supérieurs à 1 km). Gorresen *et al.* (2005) concluent qu'il ne pouvait y avoir d'échelle spatiale systématiquement associée à la réponse d'une espèce, voir d'une communauté. Les réponses des organismes face à leur habitat d'alimentation dépendent avant tout du contexte spatial où est réalisée l'étude (Fenton, 1997), du contexte temporel ainsi que de l'histoire de vie de l'espèce (Orians et Wittenberger, 1991). Il semblerait que la nature des variables assemblées dans les modèles de régression multiple influence également l'échelle à laquelle les interactions entre les espèces et leur habitat est significative (Kotliar et Wiens, 1990; Gorresen *et al.*, 2005). Nos résultats (tableaux 4 et 5) ont montré que les variables sélectionnées dans nos modèles ont des effets d'échelles variés, certaines étant corrélées aux échelles locales, alors que d'autres vont influencer l'abondance des espèces à des échelles beaucoup plus vastes (Gehrt et Chelsvig, 2003). Il convient donc de rester prudent quant à l'interprétation des résultats de comparaisons des modèles à échelles multiples avec le critère d'Akaike.

Il est également difficile d'expliquer quelques variations de résultats entre séries de modèles en se basant uniquement sur le critère d'AICc comme indice de comparaison d'échelles. À titre d'illustration, dans le tableau 4, la variable présentant la quantité de routes autour des points d'échantillonnages est significativement corrélée à l'activité de chasse de l'espèce *E. fuscus*, pour les rayons de 0,1 km et 0,5 km, mais n'est pas significative au rayon de 0,2 km. Le critère d'AICc se base sur les résultats de l'ensemble du modèle et ne tient pas compte des variations spatiales inhérentes à chacune des variables d'habitat intégrées dans les modèles. Ainsi, dans l'intérêt de gagner davantage en précision dans l'analyse des résultats et d'être en mesure de considérer le poids relatif aux variations spatiales entre les différents rayons, de chacune des variables intégrées dans le modèle, il aurait été intéressant de joindre à nos analyses des semi-variogrammes pour chacune des variables, tel que décrit dans Rossi *et al.* (1992).

### Conclusions et perspectives de conservation

À la lumière des éléments apportés par les comparaisons entre modèles à différentes échelles spatiales, notre hypothèse selon laquelle l'augmentation du degré d'urbanisation aux alentours des espaces verts diminue l'abondance des espèces est validée. En effet, les résultats de comparaison d'échelle montrent que les effets à l'échelle locale ont un meilleur pouvoir explicatif, comme nous l'avions supposé en nous appuyant sur les résultats d'études du même type, réalisées en milieu urbain (Walsh et Harris, 1996; Gaisler *et al.*, 1998; Everette *et al.*, 2001; Glendell et Vaughan, 2002; Gehrt et Chelsvig, 2003; Côté, 2006).

En revanche, en ce qui concerne les effets à l'échelle locale, impliqués principalement par le degré d'artificialisation des espaces verts, nos résultats ne nous permettent pas de valider notre hypothèse de départ, selon laquelle l'abondance des espèces diminue avec le degré d'artificialisation des espaces verts. En effet, certains espaces verts artificialisés (les golfs présents sur l'île Bizard et le parc nature de l'Île de la Visitation) ont montré une forte activité de chauves-souris, de même que la



présence d'espèces de chauves-souris forestières. Ces espaces verts, bien qu'artificialisés ou de taille réduite, présentent des aménagements (routes, couvert gazonné) et des structures d'origine anthropique (lacs artificiels, lampadaires) qui ont été exploitées par les espèces forestières (e.g. *P. subflavus*), pourtant plus sensibles au degré d'urbanisation.

Ces résultats illustrent également l'importance du contexte spatial dans les réponses des espèces face à l'urbanisation. Les patrons de distribution et les facteurs associés à l'abondance des espèces vont varier selon les caractéristiques de la matrice urbaine (Fenton, 1997) mais aussi selon la nature du paysage limitrophe (Gorresen *et al.*, 2005) ceinturant la ville de Montréal, dans le cas de cette étude. Comparée aux grandes métropoles telles que New York (Gehrt et Chelsvig, 2003, 2004) ou Mexico (Avila-Flores et Fenton, 2005), la ville de Montréal présente une densité urbanisée inférieure et compte encore environ 30 km<sup>2</sup> de forêt (MRNF, 2003). Le paysage limitrophe qui s'étend sur l'ensemble de la région Métropolitaine de Montréal est à majorité constitué de terres agricoles (48 %), d'espaces forestiers (19 %) et d'eau (12 %) (MRNF, 2003). Ces données doivent également entrer en ligne de compte, malgré le fait que notre étude se soit concentrée principalement sur les composantes de l'habitat à l'échelle de l'île de Montréal.

Les espèces du genre *Myotis* et l'espèce *P. subflavus* se sont avérées très actives alors qu'elles n'avaient pas été répertoriées par Côté (2006) dans la région limitrophe de Montréal. Un premier élément d'explication quant à la forte abondance d'espèces forestières (e.g. *Myotis* spp et l'espèce *P. subflavus*) sur l'île de Montréal, comparativement à d'autres études en milieu urbain (Gehrt et Shelsvig, 2004; Avila-Flores et Fenton, 2005), pourrait être le fait que la ville de Montréal est ceinturée par le fleuve Saint-Laurent et la rivière des Prairies. De nombreuses études ont montré l'importance de l'habitat riverain pour de nombreuses espèces de chauves-souris (Walsh et Harris, 1996; Grindal *et al.*, 1999; Fukui *et al.*, 2006). Ces habitats fournissent non seulement une source importante de proies (Belwood et Fenton, 1976; Racey et Swift, 1985; Barclay, 1991; Racey, 1998), mais représentent surtout

d'excellents corridors de dispersion (Walsh et Harris, 1996; Crampton, 1995; Grindal et Brigham, 1999; Verboom et Spoelstra, 1999; Russo et Jones, 2003), qui sont en partie à l'origine de la diversité spécifique que l'on retrouve sur l'île de Montréal. La ville de Montréal présente une grande variété d'espaces verts à caractère forestier varié (de 30 à 65% de couvert forestier, avec une moyenne de 43%; Cogliastro *et al.*, 1991), implantés au sein d'habitats diversifiés et dont les plus importants en superficie, représentés par les parcs nature, demeurent relativement bien préservés (Cogliastro *et al.*, 1996). La présence d'îles et de berges situées à proximité de ces espaces verts contribue sans doute à favoriser l'émergence d'une faune d'insecte plus diversifiée. En effet, les insectes lotiques de taille importante, tels que les Éphéméroptères et les Trichoptères, sont associés au régime alimentaire des chauves-souris (Belwood et Fenton, 1976; Swift et Racey, 1983; Barclay, 1991; Brigham *et al.*, 1992; Racey, 1998; Racey *et al.*, 1998). Le dénombrement d'insectes confirme la présence de Trichoptères en très forte abondance dans le parc nature du Cap Saint-Jacques, tandis que la plus importante concentration d'Éphéméroptères fut récoltée au parc nature de l'Île de la Visitation. Les milieux riverains semblent donc jouer un rôle déterminant sur l'abondance des chauves-souris.

Malgré le fait que l'urbanisation tend globalement à réduire l'activité de chasse des chauves-souris, quelques espèces profitent des infrastructures et des aménagements d'origine anthropique (Gaisler *et al.*, 1998; Gilbert, 1989; Avila-Flores et Fenton, 2005), tels que les habitations (e.g. *E. fuscus*) et les lampadaires (*L. cinereus*, *L. noctivagans*, *P. subflavus*). Nos résultats d'abondance et de distribution laissent présager que les espèces à faible manœuvrabilité et émettant des signaux de basse fréquence seraient plus aptes à faire face aux conditions environnementales présentes dans les milieux urbains, comparés aux espèces forestières, à forte manœuvrabilité et émettant des signaux d'écholocation de haute fréquence.

Les espèces *E. fuscus*, *L. cinereus* et *L. noctivagans* privilégient en général les sites d'alimentation en milieu ouvert (Norberg et Rayner, 1987; Aldridge et Rautenback, 1987; Nowak, 1994; Grindal, 1996) et sont moins abondantes au sein des habitats forestiers (Barclay, 1986; Fenton, 1990; Barclay et Brigham, 1991). Elles émettent des signaux d'écholocation à large spectre de détection, leur permettant de détecter les proies sur de longues distances et possèdent également des ailes et un corps plus grands les rendant moins aptes à éviter les obstacles sur de courtes distances, ce qui leur permet d'être plus efficaces en milieu ouvert (van Zyll de Jong, 1985; Barclay, 1986; Norberg et Rayner, 1987; Aldridge et Rautenback, 1987; Broders *et al.*, 2004; Nowak, 1994). Cette stratégie de chasse pourrait s'avérer être un avantage en milieu urbain afin d'éviter de percuter les véhicules (Avila-Flores et Fenton, 2005) et exploiter les diverses ressources réparties à travers la mosaïque urbaine (Hourigan *et al.*, 2006). Certains aspects dus à l'aménagement des milieux naturels, comme la présence de routes et de lampadaires en milieux ouverts, vont également avantager les espèces à faible manœuvrabilité (Humes *et al.*, 1999). Nos résultats concordent avec ceux publiés par Côté (2006), dans la région urbaine de Laval, adjacente à l'île de Montréal et confirment la présence en forte abondance de l'espèce *E. fuscus* en milieu urbain (Kurta et Teramino, 1992; Everette *et al.*, 2001; Gehrt et Chelsvig, 2004). D'autres études ont également fait état de l'abondance des espèces *L. cinereus* et *L. noctivagans* (Gehrt et Chelsvig, 2004; Côté, 2006) en milieu urbanisé.

En revanche, les espèces de plus petite envergure d'ailes et ayant un corps plus petit, comme les espèces du genre *Myotis* et l'espèce *P. subflavus*, émettent des signaux d'écholocation de plus haute fréquence qui leur permettent de détecter leur proie à courte distance (Verboom et Spoelstra, 1999). Elles possèdent une plus grande manœuvrabilité, ce qui leur permet de chasser leurs proies dans des sites d'alimentation moins clairsemés, au sein des habitats forestiers (Norberg et Rayner, 1987; Ford *et al.*, 2005; Menzel *et al.*, 2000; Owen *et al.*, 2003). Leur préférence pour les milieux forestiers devrait davantage les restreindre à employer la matrice urbaine comme site d'alimentation ou comme corridor de dispersion. Avila-Flores et Fenton

suggéraient que ces espèces étaient moins présentes dans les centres urbains à cause d'un comportement d'évitement impliqué par leur vol bas et lent (Fenton et Barclay, 1980; Kurta, 1982).

Les facteurs d'habitat aux échelles locales semblent avoir une influence majeure sur les espèces à forte capacité de dispersion que sont les chauves-souris (Gilbert, 1989). Les résultats de notre étude concordent avec ceux de Côté (2006), mais ne permettent pas d'établir de différences au sein des espèces. Néanmoins, en partant du principe que la meilleure échelle spatiale à considérer est bien celle à laquelle les espèces interagissent avec leur habitat (Gorresen *et al.*, 2005), nous avançons l'hypothèse que les espèces les moins généralistes, qui nécessitent un habitat d'alimentation relativement préservé, auraient tendance en milieu urbain à concentrer leurs efforts sur des étendues relativement limitées, ce qui aurait pour conséquence de restreindre leur distribution dans les derniers îlots de végétation naturelle. Ce sont alors les facteurs à l'échelle proximale, prévalant dans cet habitat restreint, dont l'influence sur l'abondance des chauves-souris va prédominer sur ceux du paysage étendu et de nature anthropique (Gilbert, 1989). À l'inverse, les chauves-souris qui tireraient davantage parti des composantes anthropiques de l'habitat, montrant ainsi de meilleures capacités d'acclimatation en milieu urbain, suivraient une distribution plus homogène, leur habitat d'alimentation s'étendant en effet de manière relativement homogène, sur un territoire beaucoup plus vaste. Pour ces espèces, les facteurs d'habitat à l'échelle du paysage étendu pourraient prévaloir ou avoir autant d'influence que les facteurs d'habitat à l'échelle locale.

L'étude réalisée par Duchamp *et al.* (2004) comparait l'utilisation des gîtes de repos en milieu suburbain entre deux espèces (*E. fuscus* et *Nycticeius humeralis*) gîtant dans des habitats distincts. Les auteurs ont constaté que l'espèce *E. fuscus*, était davantage retrouvée au sein des habitats urbanisés, exploitant les gîtes de nature anthropique, comparé à *N. humeralis* (chauve-souris vespérale). Ils ont alors conclu que l'incapacité de *N. humeralis* à faire face au développement urbain continu rendait précaire la survie des populations de cette espèce en milieu urbain, celle-ci

voyant ses gîtes de repos ainsi que ses aires d'alimentation disparaître progressivement. Il est clair que la capacité des espèces à exploiter les gîtes d'origine anthropique doit aussi être un facteur à prendre en considération dans l'abondance et la répartition des espèces en milieu urbain. L'espèce *E. fuscus* est la plus couramment associée aux milieux urbains étant donné son aptitude à s'approprier les gîtes d'origine anthropique. *M. lucifugus* utilise probablement ces mêmes structures (Fenton et Barclay, 1980), mais semble profiter davantage des larges assemblages forestiers prévalant dans les secteurs les moins urbanisés (Gehrt et Chelvig 2003; Evelyn *et al.*, 2004; Avila-Flores et Fenton, 2005) ce qui limiterait sa distribution dans ce type d'habitat.

Nos travaux ont montré l'importance de la préservation des espaces naturels dans leur qualité d'habitats naturels au sein des milieux urbanisés. Les milieux boisés situés en bordure de la rivière des Prairies, et d'une manière générale les milieux ripariens, constituent des habitats essentiels pour la préservation des chiroptères. Dans le cadre de mesures de conservation une attention particulière devrait donc être portée à ce type de milieux, qui paraissent important pour les espèces forestières, dont l'espèce *P. subflavus* qui s'accommode difficilement au milieu urbain. Des études approfondies permettraient de préciser les tendances populationnelles des espèces en milieu urbain et confirmer nos résultats.

Nous suggérons enfin, qu'une approche au cas par cas, c'est-à-dire espèce par espèce et pour chaque site étudié, devrait être envisagée sur le long terme, afin de garantir la viabilité des populations urbaines de chauves-souris.

## REMERCIEMENTS

Je tiens tout d'abord à remercier particulièrement les techniciens du Ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec, Philippe Beaupré et Raymond Mc Nicoll, qui m'ont permis de mener à bien l'analyse des signaux d'écholocation. Je tiens également à remercier grandement les professionnels de recherche du Centre d'étude de la forêt, Mélanie Desrochers pour les analyses issues du SIG, Daniel Lesieur pour les bases de données et Luc Lauzon pour l'accès aux diverses ressources du CEF. Je tiens à remercier les aides de terrain qui m'ont aidé à réaliser l'échantillonnage nocturne et l'identification des insectes, de même que l'ensemble des propriétaires et gérants des golfs et des cimetières, ainsi que Johanne Fradette (Ville de Montréal) et les représentants des divers arrondissements de la ville de Montréal, qui nous ont gracieusement permis de réaliser notre étude sur leurs propriétés et au sein des parcs de l'Île de Montréal. Merci à Denis Jacques de nous avoir prêté un piège lumineux du département de biologie. Merci beaucoup à M. Brock Fenton pour avoir vérifié l'identification de certains de nos sonagrammes. Cette étude n'aurait également pas pu être réalisée sans les subventions obtenues de la Fondation Toronto Dominion des Amis de l'Environnement et de la Fondation de la faune du Québec. Je leur en suis très reconnaissant.

## RÉFÉRENCES

- AGOSTA, S.J. 2002. Habitat use, diet and roost selection by the Big Brown Bat (*Eptesicus fuscus*) in North America: a case for conserving an abundant species. *Mammal Rev.*, **32**(2): 179-198.
- AKAIKE, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control*, A.C., **19**(6): 716-723.
- ALDRIDGE, H.D. et RAUTENBACH, I.L. 1987. Morphology, echolocation and resource partitioning in insectivorous bats. *J. Anim. Ecol.*, **56**: 763-78.
- ALLEN, A.W. et CORN, J.G. 1990. Relationships between live tree diameter and cavity abundance in a Missouri Oak-Hickory Forest. *North. J. Appl. For.*, **7**:179-183.
- ANTHONY, E.L.P. et KUNZ, T.H. 1977. Feeding strategies of the Little Brown Bat, *Myotis lucifugus*, in southern New Hampshire. *Ecology*, **58**: 775-786.
- AVILA-FLORES, R. et FENTON, M.B. 2005. Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *J. Mammal.*, **86**:1193-1204.
- BAILLIE, E.M., HILTON-TAYLOR, C. et STUART, S.N. 2004. IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 191 pages.
- BANNON, P. 1991. Où et quand observer les oiseaux dans la région de Montréal. Société québécoise de protection des oiseaux et le centre de conservation de la faune ailée de Montréal. Montréal, 361 pages.
- BARBOUR, R.W. et DAVIS, W.H. 1969. Bats of America. The University Press of Kentucky, 286 pages.
- BARCLAY, R.M.R. 1986. The echolocation calls of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats as adaptations for long-versus short-range foraging strategies and the consequences for prey selection. *Can. J. Zool.*, **64**: 2700-2705.
- BARCLAY, R.M.R. 1991. Population structure of temperate zone insectivorous bats in relation to foraging behavior and energy demand. *J. Anim. Ecol.*, **60**(1):165-178.
- BARCLAY, R.M.R. et BRIGHAM, R.M. 1991. Constraints on reproduction by flying vertebrates: energy and calcium. *American Naturalist*, **144**:1021-1031.

- BARCLAY, R.M.R., FAURE, P.A. et FARR, D.R. 1988. Roosting behavior and roost selection by migrating silver-haired bats (*Lasionycteris noctivagans*). J. Mammal., **69**: 821-825.
- BEAULIEU, H. 1992. Liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Ministère du Loisir, de la Chasse, et de la Pêche, 107 pages.
- BELWOOD, J. et FENTON, M.B. 1976. Variation in the diet of *Myotis lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae). Can J. Zool., **54**: 1674-1678.
- BETTS, B.J. 1998. Effects of interindividual variation in echolocation calls on identifications of Big Brown and Silver-Haired bats. J. Wild. Manag., **62**: 1003-1010
- BLAIR, R.B. et LAUNER, A.E. 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. Biol. Conserv., **80**: 113-125.
- BOURDAGES, J.L., GAUVIN, C., ROBERT, M., DOMON, G., BOUCHARD, A., et DRAPEAU, P. 1988. Études des ressources et des potentiels du Parc régional du Cap- Saint-Jacques. Centre de Recherche Écologiques de Montréal, Université de Montréal.
- BOURNE, L.S. et SIMMONS, J.W. 1982. Defining the area of interest: definition of the city, metropolitan areas and extended urban regions. Pages: 57-72. Dans, Internal structure of the city. Édité par Bourne L.S., Oxford Univ. Press, New York, USA.
- BRIGHAM, R.M. 1989. Flexibility in foraging and roosting behaviour by the big brown bat (*Eptesicus fuscus*). Can. J. Zool., **69**: 117-121.
- BRIGHAM, R.M., ALDRIDGE, H. et MACKEY, R.L. 1992. Variation in habitat use and prey selection by Yuma Bats, *Myotis yumanensis*. J. Mammal., **73**: 640-645.
- BRIGHAM, R.M., CEBEK, J.E et HICKEY, M.B.C. 1989. Intraspecific variation in the echolocation calls of two species of insectivorous bats. J. Mammal., **70**: 426-428.
- BRIGHAM, R.M. et FENTON, M.B. 1986. The influence of roost closure on the roosting and foraging behaviour of *Eptesicus fuscus* (Chiroptera: Vespertilionidae). Can. J. Zool., **64**: 1128-1133.
- BRIGHAM, R.M. et FENTON, M.B. 1991. Convergence in foraging strategies by two morphologically and phylogenetically distinct nocturnal aerial insectivores. J. Zool. Lond., **223**: 475-489.



- BRIGHAM, R.M., GRINDAL, S.D., FIRMAN, M.C. et MORISSETTE, J.L. 1997. The influence of structural clutter on activity patterns of insectivorous bats. *Can. J. Zool.*, **75**: 131-136.
- BRODERS, H.G., FINDLAY, C.S. et ZHENG, L. 2004. Effects of clutter on echolocation call structure of *Myotis septentrionalis* and *M. lucifugus*. *J. Mammal.*, **85**: 273-281.
- BROOKS, R.T. et FORD, W.M. 2005. Bat Activity in a forest landscape of central Massachusetts. *Northeastern Naturalist*, **12**(4): 447-462.
- BURNHAN, K. P. et ANDERSON, D. R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach., 2nd edition, Springer-Verlag, New-York, 488 pages.
- CARIGNAN, V. 2006. Détermination de la valeur écologique des forêts du sud-ouest du Québec pour l'avifaune sensible à la fragmentation. Thèse de doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec à Montréal, 293 pages.
- COCKRUM, E. 1956. Homing, movements and longevity of bats. *J. Mammal.*, **37**: 48-57.
- COGLIASTRO, A., LAJEUNESSE, D., BOUCHARD, A., et LABRECQUE, M. 1991. Rapport trimestriel, Août 1991. Rapport préparé par l'Institut de Recherche en Biologie Végétale de l'Université de Montréal pour la Communauté Urbaine de Montréal.
- COGLIASTRO, A., LAJEUNESSE, D., DOMON, G., et BOUCHARD, A. 1996. Programme de gestion des écosystèmes des parcs nature de la communauté urbaine de Montréal. Institut de Recherche en Biologie Végétale, Université de Montréal, 136 pages.
- COMMUNAUTÉ MÉTROPOLITAINE DE MONTRÉAL. 2005. Consulté le 15 décembre 2005. Réseaux des parcs nature de la ville de Montréal. Tiré du site [www.ville.montreal.qc.ca](http://www.ville.montreal.qc.ca).
- CÔTÉ, F. 2006. Habitat d'alimentation et de déplacement des chauves-souris le long d'un gradient de paysages urbain, agricole et forestier du sud du Québec. Mémoire de Maîtrise en Biologie, UQAM, 38 pages.
- CRAMPTON, L.H. 1995. Habitat selection by bats and the potential impacts of forest fragmentation on bat populations in Aspen mixedwood forests in northern Alberta. M.Sc. thesis. University of Calgary, Calgary, Alberta, 114 pages.
- DELORME, M. et JUTRAS, J. 2003. Réseau québécois d'inventaires acoustiques de chauves-souris. Guide du participant, 41 pages.

- DELORME, M. et JUTRAS, J. 2006. Bulletin de liaison du réseau québécois d'inventaires acoustiques de chauves-souris. Bilan de la saison 2005, 26 pages.
- DUCHAMP, J.E., SPARKS, D.W. et WHITAKER, J.O. Jr. 2004. Foraging-habitat selection by bats at an urban-rural interface: comparison between a successful and a less successful species *Can. J. Zool.*, **82**(7): 1157-1164.
- EKMAN, M. et VAN ZYLL DE JONG, C.G. 1996. Local patterns of distribution and resource utilization of four bat species (*Myotis brandti*, *Eptesicus nilssoni*, *Plecotus auritus* and *Pipistrellus pipistrellus*) in patchy and continuous environments. *J. Zool. Soc. (London)*, **238**: 571-580.
- EVELYN, M. J., STILES, D.A. et YOUNG, R.A. 2004. Conservation of bats in suburban landscapes: roost selection by *Myotis yumanensis* in a residential area in California. *Biol. Conserv.*, **115**: 463-473.
- EVERETTE, A.L., O'SHEA, T.J., ELLISON, L.E., STONE, L.A. et McCANCE, J.L. 2001. Bat use of a high-plains urban wildlife refuge. *Wild. Soc. Bull.*, **29**: 967-973.
- FAETH, S.H. et KANE, T.C. 1978. Urban biogeography: city parks as islands for Diptera and Coleoptera. *Oecologia (Berlin)*, **32**: 127-133.
- FAN, Z., SHIFLEY, S.R., SPETICH, M.A., THOMPSON, F.R. et LARSEN, D.R. 2003. Distribution of cavity trees in midwestern old-growth and second-growth forests. *Can. J. For. Res.*, **33**: 1481-1494.
- FAURE, P.A., FULLARD, J.H. et DAWSON, J.W. 1993. The gleaning attacks of the northern long-eared bat, *Myotis septentrionalis*, are relatively inaudible to moths. *J. Exp. Biol.*, **178**: 173-189.
- FENTON, M.B. 1990. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bat. *Can. J. Zool.*, **68**: 411-422.
- FENTON, M.B. 1997. Science and the conservation of bats. *J. Mammal.*, **78**: 1-14.
- FENTON, M.B. et BARCLAY, R.M.R. 1980. *Myotis lucifugus*. *Mammalian Species*, **142**: 1-8.
- FENTON, M. et BELL, G.P. 1979. Echolocation and feeding behaviour in four species of *Myotis*. *Can. J. Zool.*, **57**: 1271-1277.
- FORD, W.M., MENZEL, M.A., RODRIGUEZ, J.L., MENZEL, J.M. et JOHNSON, J.B. 2005. Relating bat species presence to simple habitat measures in a central Appalachian forest. *Biol. Conserv.*, **126**: 528-539.

- FOSTER, R.W. et KURTA., A. 1999. Roosting ecology of the northern bat (*Myotis septentrionalis*) and comparisons with the endangered Indiana bat (*Myotis sodalis*). J. Mammal., **80**(2): 659-672.
- FUKUI, D., MURAKAMI, M., NAKANO, S. et AOI, T. 2006. Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. J. Anim. Ecol., **75**: 1252-1258.
- FURLONGER, C.L., DEWAR, H.J. et FENTON, M.B. 1987. Habitat use by foraging insectivorous bats. Can. J. Zool., **65**(2): 284-288.
- GAGNÉ, C. 2006. La répartition spatiale des coupes forestières et ses effets sur la distribution et le comportement alimentaire des oiseaux excavateurs en forêt boréale. Mémoire de Maîtrise en Biologie, Université du Québec à Montréal, 79 pages.
- GAISLER, J., ZUKAL, J., RAHAK, Z. et HOMOLKA, M. 1998. Habitat preference and flight activity of bats in a city. J. Zool. Lond., **244**: 439-445.
- GANNON, W.L., O'FARRELL, M.J., CORBEN, C. et BEDRICK E.J. 2004. Call character lexicon and analysis of field recorded bat echolocation calls. Pages: 478-484. Dans, Echolocation in Bats and Dolphins. Édité par Thomas J.A., Moss C.F. et Vater. M. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.
- GEGGIE, J.F. et FENTON, M.B. 1985. A comparison of foraging by *Eptesicus fuscus* (Chiroptera: Vespertilionidae) in urban and rural environments. Can. J. Zool., **63**: 263-266.
- GEHRT, S.D. et CHELSVIG, J.E. 2003. Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. Ecol. Appl., **13**(4): 939-950.
- GEHRT, S.D. et CHELSVIG, J.E. 2004. Bat activity in an urban landscape and microhabitat scale. Ecol. Appl., **14**(2): 625-635.
- GERELL, R. et LUNDBERG, K.G. 1993. Decline of a bat *Pipistrellus pipistrellus* population in an industrialized area in south Sweden. Biol. Conserv., **65**: 153-157.
- GILBERT, O.L. 1989. The ecology of urban habitat. Chapman and Hall Publishers, London, United Kingdom, 380 pages.
- GLENDALL, M. et VAUGHAN, N. 2002. Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. Anim. Conserv., **5**: 309-316.
- GORRESEN P.M., WILLIG M.R. et STRAUSS, R.E. 2005. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. Ecol. Appl., **15**(6): 2126-2136.

- GRIFFIN, D.R. 1958. Listening in the dark. Yale University Press, New Haven, Connecticut, 413 pages.
- GRINDAL, S.D. 1996. Habitat use by bats in fragmented forests. Pages: 260-272. *Dans*, Proceedings of Bats and Forests Symposium. Édité par Barclay R.M.R. et Brigham. R.M., Resources Branch, Ministry of Forests, Victoria, B.C.
- GRINDAL, S.D. et BRIGHAM, R.M. 1998. Short-term effects of small-scale habitat disturbance on activity by insectivorous bats. *J. Wild. Manag.*, **62**(3): 996-1002.
- GRINDAL, S.D. et BRIGHAM, R.M. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience*, **6**(1): 25-34.
- GRINDAL, S.D., MORISSETTE, J.L. et BRIGHAM, R.M. 1999. Concentration of bat activity in riparian habitats over an elevational gradient. *Can. J. Zool.*, **77**: 972-977.
- HANNAH, L. et BOWLES, I. 1995. Letters: Global priorities. *Bioscience*, **45**: 122.
- HAYES, J.P. 1997. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *J. Mammal.*, **78**: 514-524.
- HAYES, J.P. 2000. Assumptions and practical considerations in the design and interpretation of echolocation-monitoring studies. *Acta Chiropt.*, **2**: 225-236.
- HECKER, K.R. et BRIGHAM, R.M. 1999. Does moonlight change vertical stratification of activity by forest dwelling insectivorous bats? *J. Mammal.*, **80**: 1196-1201.
- HICKEY, B.M.C. et FENTON, M.B. 1996. Behavioural and thermoregulatory responses of female hoary bats, *Lasiurus cinereus* (Chiroptera: Vespertilionidae), to variations in prey availability. *Ecoscience*, **3**: 414-422.
- HICKEY, B.M.C. et NIELSON, A.L. 1995. Relative activity and occurrence of bats in southwestern Ontario as determined by monitoring with bat detectors. *Can. Field-Nat.*, **109**(4): 413-417.
- HILL, J.E., et SMITH, J.D. 1984. Bats, a natural history. University of Texas Press, Austin, Texas, 243 pages.
- HOURIGAN, C.L., JOHNSON, C. et ROBSON, S.K.A. 2006. The structure of a micro-bat community in relation to gradients of environmental variation in a tropical urban area. *Urban Ecosyst.*, **9**: 67-82.
- HUMES, M.L., HAYES, J.P. et COLLOPY, M.W. 1999. Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. *J. Wild. Manag.*, **63**: 553-561.

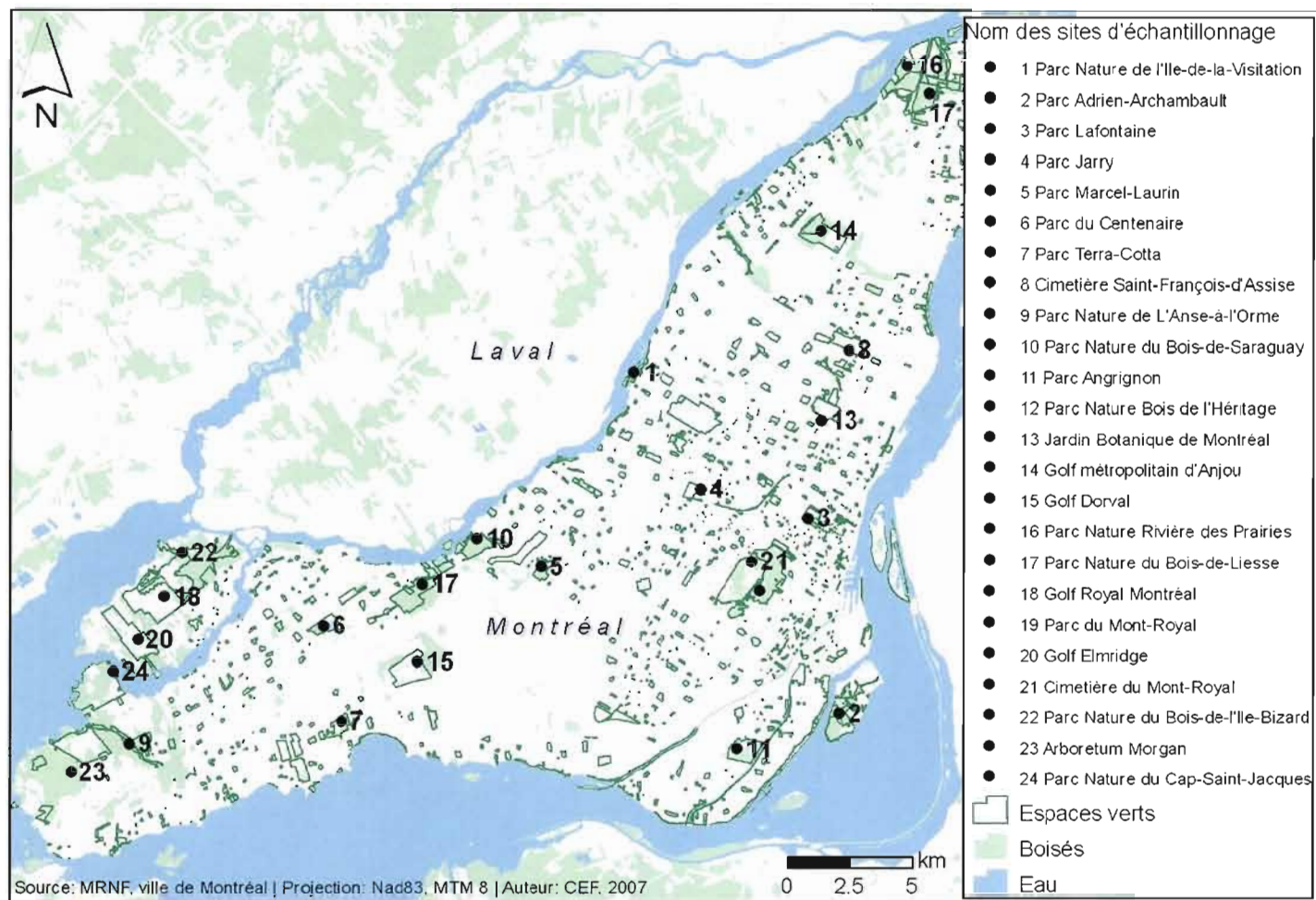
- JABERG, C. et GUISAN, A. 2001. Modeling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. *J. Appl. Ecol.*, **38**: 1169-1181.
- JUNG, T.S., THOMPSON, I.D., TITMAN, R.D. et APPLEJOHN, A.P. 1999. Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in central Ontario. *J. Wild. Manag.*, **63**(4): 1306-1319.
- KOTLIAR, N.B. et WIENS, J.A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, **59**: 253-260.
- KRUSIC, R.A., YAMASAKI, M., NEEFUS, C.D. et PEKINS, P.J. 1996. Bat habitat use in White Mountains National Forest. *J. Wild. Manag.*, **60**: 625-631.
- KUNZ, T.H. 1973. Resource utilization; temporal and spatial components of bat activity in central Iowa. *J. Mammal.*, **54**: 14-12.
- KUNZ, T.H. 1982. *Ecology of Bats*. Plenum Press, New York, 425 pages.
- KURTA, A. 1982. A review of Michigan Bats: Seasonal and geographic distribution. *Mich. Acad.*, **14**(3): 295-312.
- KURTA, A. et TERAMINO, J.A. 1992. Bat community structure in an urban park. *Ecography*, **15**: 257-261.
- LEE, P.C., CRITES, S., NIETFELD, M., VAN NGUYEN, H. et STELFOX, J.B. 1997. Characteristics and origins of deadwood material in aspen dominated boreal forests. *Ecol. Appl.*, **7**: 691-701.
- LEGENDRE, P. 1993. Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, **74**(6): 1659-1673.
- LONGLAND, W.S. et PRICE, M.V. 1991. Direct observations of owls and heteromyid rodents : can predation risk explain microhabitat use? *Ecology*, **72**: 2261-2273.
- MAZEROLLE, M. J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia*, **27**: 169-180.
- MENZEL, J.M., MENZEL, M.A., McCRACKEN, G.F. et CHAPMAN, B.R. 2000. Notes on bat activity above the forest canopy in the eastern United States. *Amer. J. Sci.*, **58**: 212-216.
- MENZEL, M.A., MENZEL, J.M., KILGO, J.C., FORD, W.M., CARTER, T.C. et EDWARDS, J.W. 2003. Bats of the Savannah River Site and vicinity. General

- Technical Report. USDA Forest Service, Southern Research Station, Asheville, N.C., 69 pages.
- MILLS, R.S., BARRETT, G.W. et FARRELL, M.P. 1975. Population dynamics of the big brown bat (*Eptesicus fuscus*) in southwestern Ohio. J. Mammal., **56**: 591-604.
- MILNE, D.J., ARMSTRONG, M., FISHER, A., FLORES, T., et PAVEY, C. R. 2004. A comparison of three survey methods for collecting bat echolocation calls and species-accumulation rates from nightly Anabat recordings. Wildl. Research, **31**: 57-63.
- MINISTÈRE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE. 2003. Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de la région métropolitaine de Montréal. Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, 158 pages.
- NORBERG, U.M. et RAYNER, J.M.V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. Phil. Trans. R. Soc. Lond. B., **316**: 335-427.
- NOWAK, R. 1994. Walker's Bats of the World. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland, 287 pages.
- OBRIST, M.K. 1995. Flexible bat echolocation: the influence of individual, habitat and conspecifics on sonar signal design. Behav. Ecol. Sociobiol., **36**: 207-219.
- O'FARRELL, M.J., MILLER, B.W. et GANNON W.L. 1999. Qualitative identification of free-flying bats using the Anabat detector. J. Mammal., **80**(1): 11-23.
- OLFF, H. et RITCHIE, M.E. 2002. Fragmented nature: consequences for biodiversity. Landscape and Urban Planning, **58**(10): 83-92.
- ORIAN, G.H. et WITTENBERGER, J.F. 1991. Spatial and temporal scales of habitat selection. American Naturalist, **137**: 29-49.
- OWEN, S.F., MENZEL, M.A., FORD, W.M., CHAPMAN, B.R., MILLER, K.V., EDWARDS, J.W. et WOOD, P.B. 2003. Home-range size and habitat used by the northern myotis (*Myotis septentrionalis*). Amer. Midl. Nat., **150**(2): 352-359.
- PARSON, S., LEWIS, K.J. et PSYLLAKIS, J.M. 2003. Relationships between roosting habitat of bats and decay of aspen in the sub-boreal forests of British Columbia. For. Ecol. Manag., **177**(1): 559-570.

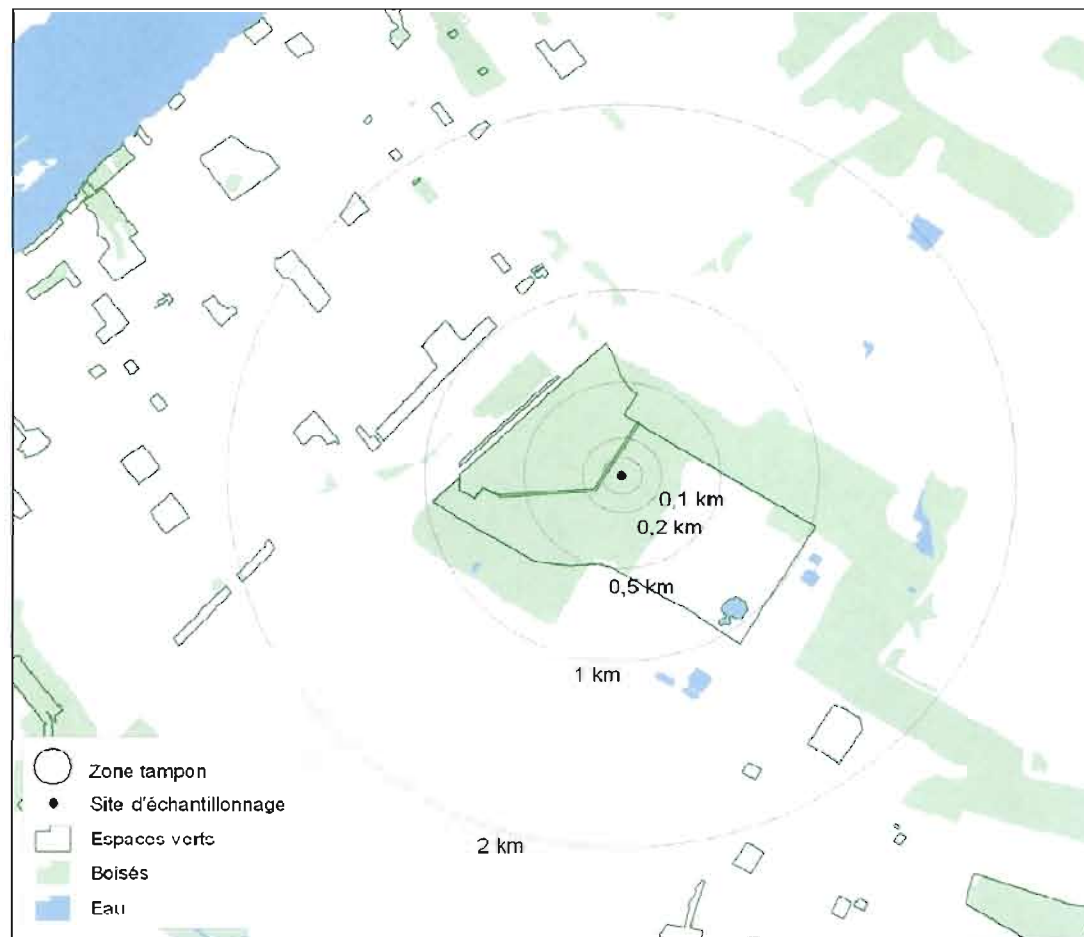
- PATRIQUIN, K.J., HOGBERG, K., CHRUSZCZ, B.J. et BARCLAY, R.M.R. 2003. The influence of habitat structure on the ability to detect ultrasound using bat detectors. *Wild. Soc. Bull.*, **31**(2): 475-481.
- PIERSON, E.D. 1998. Tall trees, deep holes, and scarred landscapes: conservation biology of bats in North America. Pages: 309-325. *Dans*, Bat biology and conservation. Édité par Kunz T.H. et Racey P.A., Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.
- PRESCOTT, J. et RICHARD, P. 2004. Mammifères du Québec et de l'Est du Canada. 2<sup>e</sup> édition Waterloo, Québec: Éditions M. Quintin, 399 pages.
- RACEY, P.A. 1998. The importance of the riparian environment as a habitat for British bats. Pages: 69-91. *Dans*, Behaviour and Ecology of Riparian Mammals. Édité par Dunstone N. et Gorman M.L., Cambridge University Press.
- RACEY, P.A., RYDELL, J., SWIFT, S.M. et BRODIE, L. 1998. Bats and insects over two Scottish rivers with contrasting nitrate status. *Anim. Conserv.*, **1**:195-202.
- RACEY, P.A. et SWIFT, S.M. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. 1. Foraging behaviour. *J. Anim. Ecol.*, **54**: 205-215.
- REITH, C.C. 1982. Insectivorous bats fly in shadows to avoid moonlight. *J. Mammal.*, **63**: 685-688.
- RUSSO, D. et JONES, G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. *Ecography*, **26**:197-209.
- RYDELL, J. 1992. Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. *Funct. Ecol.*, **6**: 744-750.
- RYDELL, J., ENTWISTLE, A. et RACEY, P.A. 1996. Timing and foraging flights of three species of bats in relation to insect activity and predation risk. *Oikos*, **76**: 243-252.
- RYDELL, J. et RACEY, P.A. 1995. Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats. *Symposium of the Zool. Soc. (London)*, **67**: 291-307.
- STATISTIQUE CANADA. 2006. Recensements du Canada (1971-1981). Estimations de la population. <http://www.stat.gouv.qc.ca>.
- SWIFT, S.M. et RACEY, P.A. 1983. Resource partitioning in two species of vespertilionid bats (*Chiroptera*) occupying the same roost. *J. Zool. Lond.*, **200**: 249-259.

- SWYSTUN, M.B., LANE, J.E. et BRIGHAM, R.M. 2007. Cavity roost site availability and habitat use by bats in different aged riparian cottonwood stands. *Acta Chiropt.*, 183-191.
- THOMAS, D.W. 1988.a. Methods of assessing the availability of prey to insectivorous bats. Pages: 191-210. *Dans*, Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats. T.H. Kunz (ed.). Smithsonian institution press, Washington D.C.
- THOMAS, D.W. 1988.b. The distribution of bats in different ages of Douglas fir forests. *J. Wildl. Manage.*, **52**: 619-26.
- THOMAS, D.W. et WEST, S.D. 1989. Wildlife-habitat relationships: sampling procedures for Pacific northwest vertebrates. Sampling methods for bats. Édité par United States Forest Service General Technical Report PNW, 20 pages.
- VAN ZYLL DE JONG, C.G. 1985. Traité des mammifères du Canada: les chauves-souris, vol. 2. Musée national des sciences naturelles. Ottawa, 215 pages.
- VAUGHAN, N., JONES, G. et HARRIS, S. 1997. Habitat use of bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. *J. Appl. Ecol.*, **34**: 716-730.
- VEILLEUX, J.P., WHITAKER, J.O. et VEILLEUX, S.L. 2003. Tree-roosting ecology of reproductive female eastern pipistrelles, *Pipistrellus subflavus*, in Indiana. *J. Mammal.*, **84**: 1068-1075.
- VERBOOM, B. et SPOELSTRA, K. 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat: *Pipistrellus pipistrellus*. *Can. J. Zool.*, **77**: 1393-1401.
- WALSH, A.L. et HARRIS, S. 1996. Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. *J. Appl. Ecol.*, **33**: 508-518.
- WELLER, T.J. et ZABEL, C.J. 2002. Variation in bat detections due to detector orientation in a forest. *Wildl. Soc. Bull.*, **30**(3): 922-930.
- WILLIAMS, L.M. et BRITTINGHAM, M.C. 1997. Selection of maternity roosts by big brown bats. *J. Wild. Manag.*, **61**: 359-368.
- ZIMMERMAN, G.S. et GLANZ, W.E. 2000. Habitat use by bats in eastern Maine. *J. Wild. Manag.*, **64** : 1032-1040.

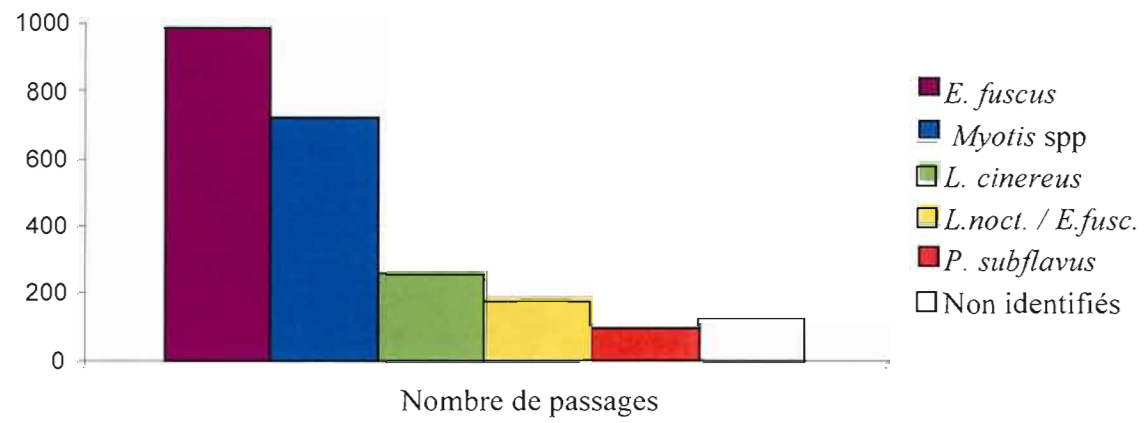




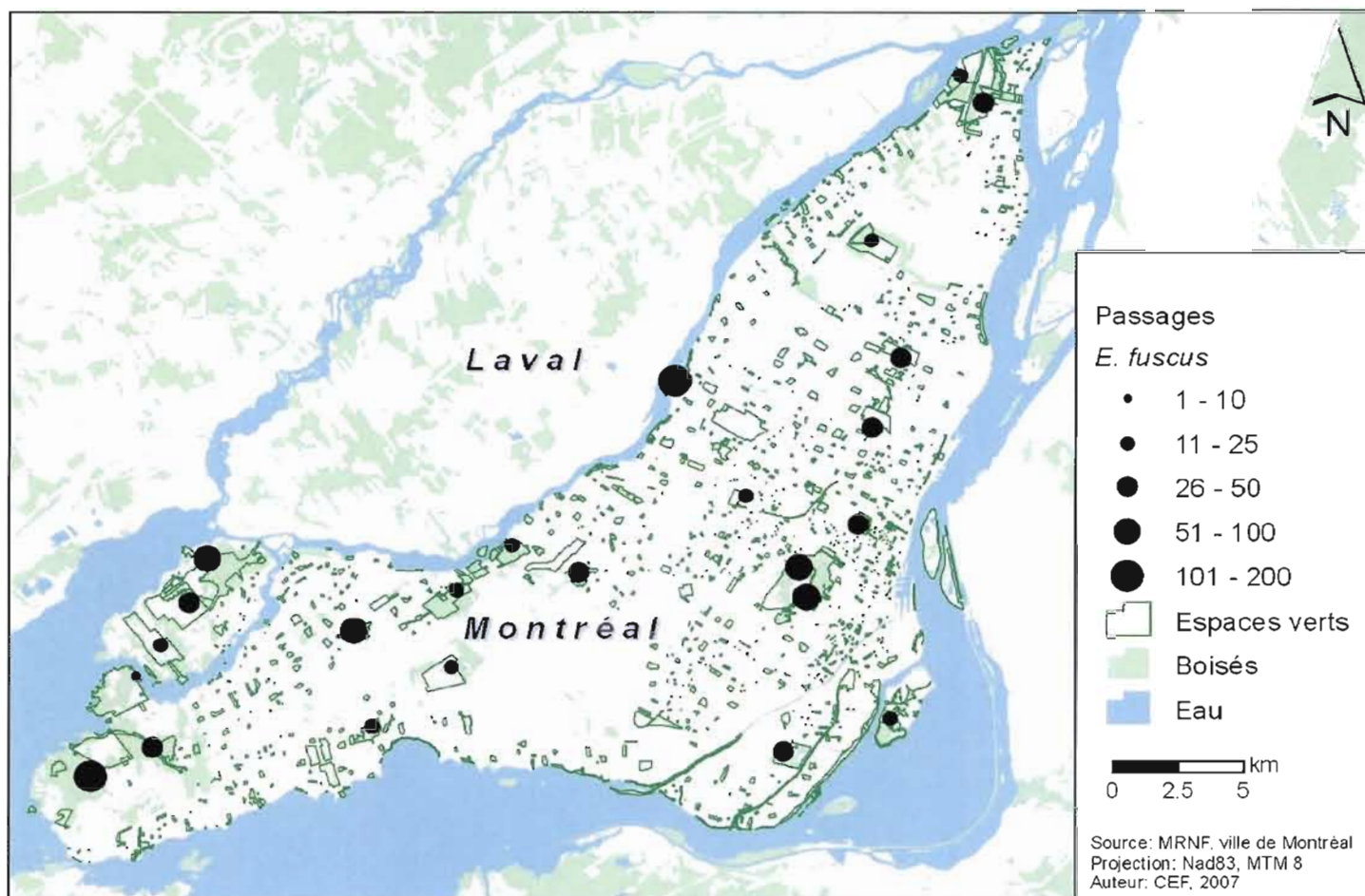
**Figure 1** Répartition des 24 sites d'échantillonnage sur l'île de Montréal.



**Figure 2** Illustration des zones tampons (0,1; 0,2; 0,5; 1 et 2 km de rayon) tracées successivement autour des points d'échantillonnage et à partir desquelles les variables d'habitat ont été prélevées avec le SIG.

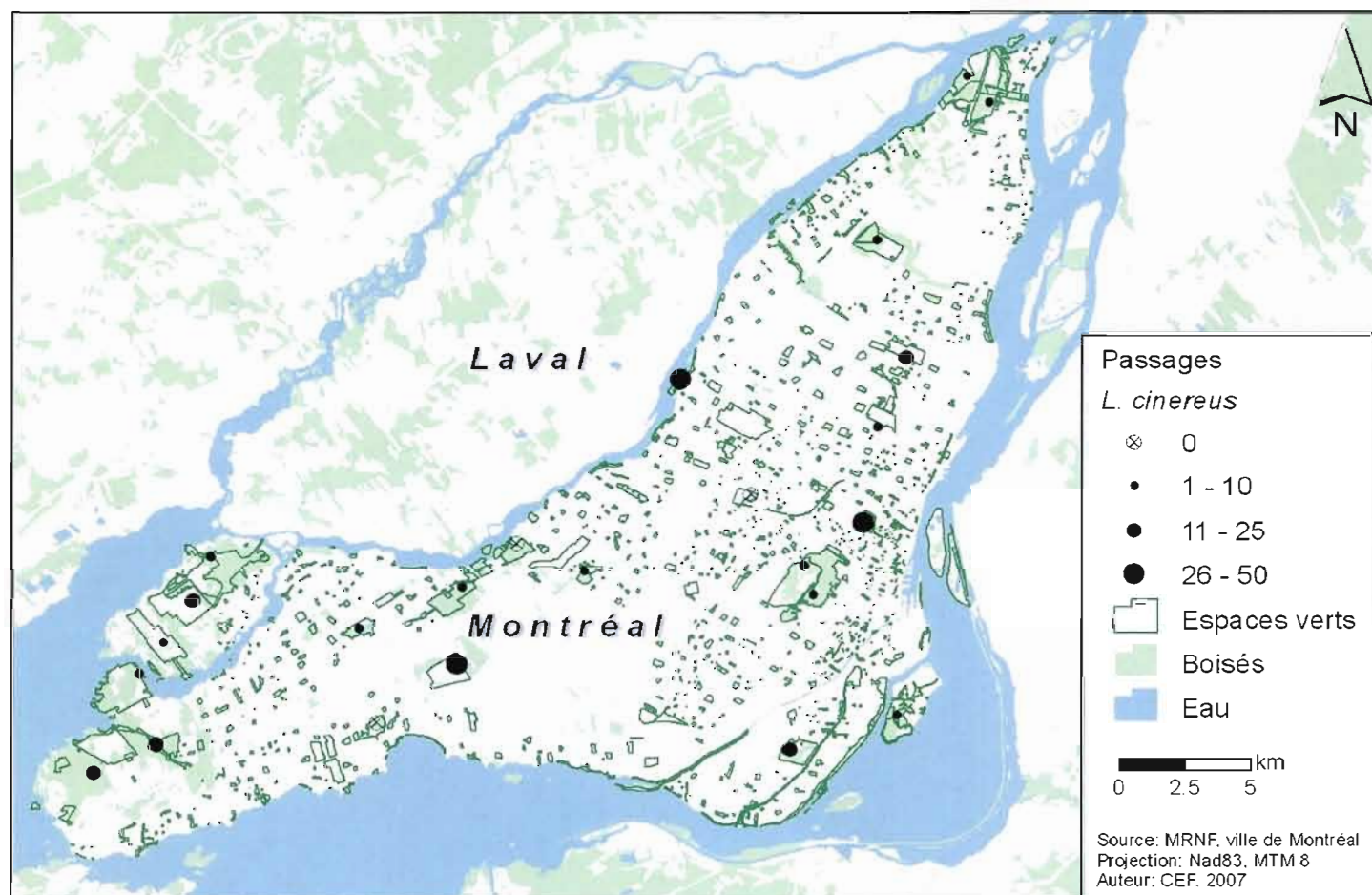


**Figure 3** Nombres totaux de passages enregistrés par espèce (n = 2364).

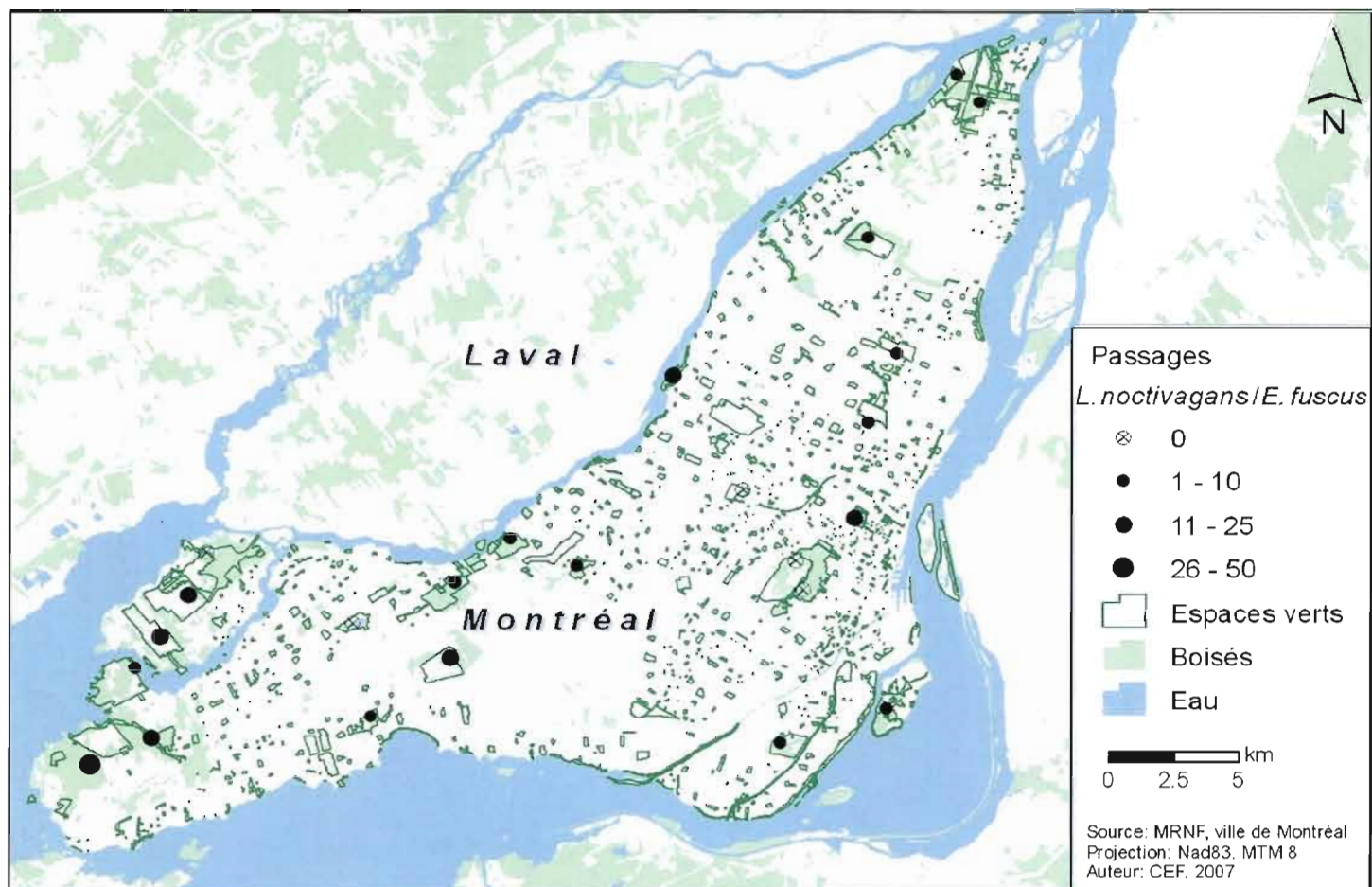


**Figure 4** Distribution du nombre total de passages enregistrés pour l'espèce *Eptesicus fuscus* (987 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.

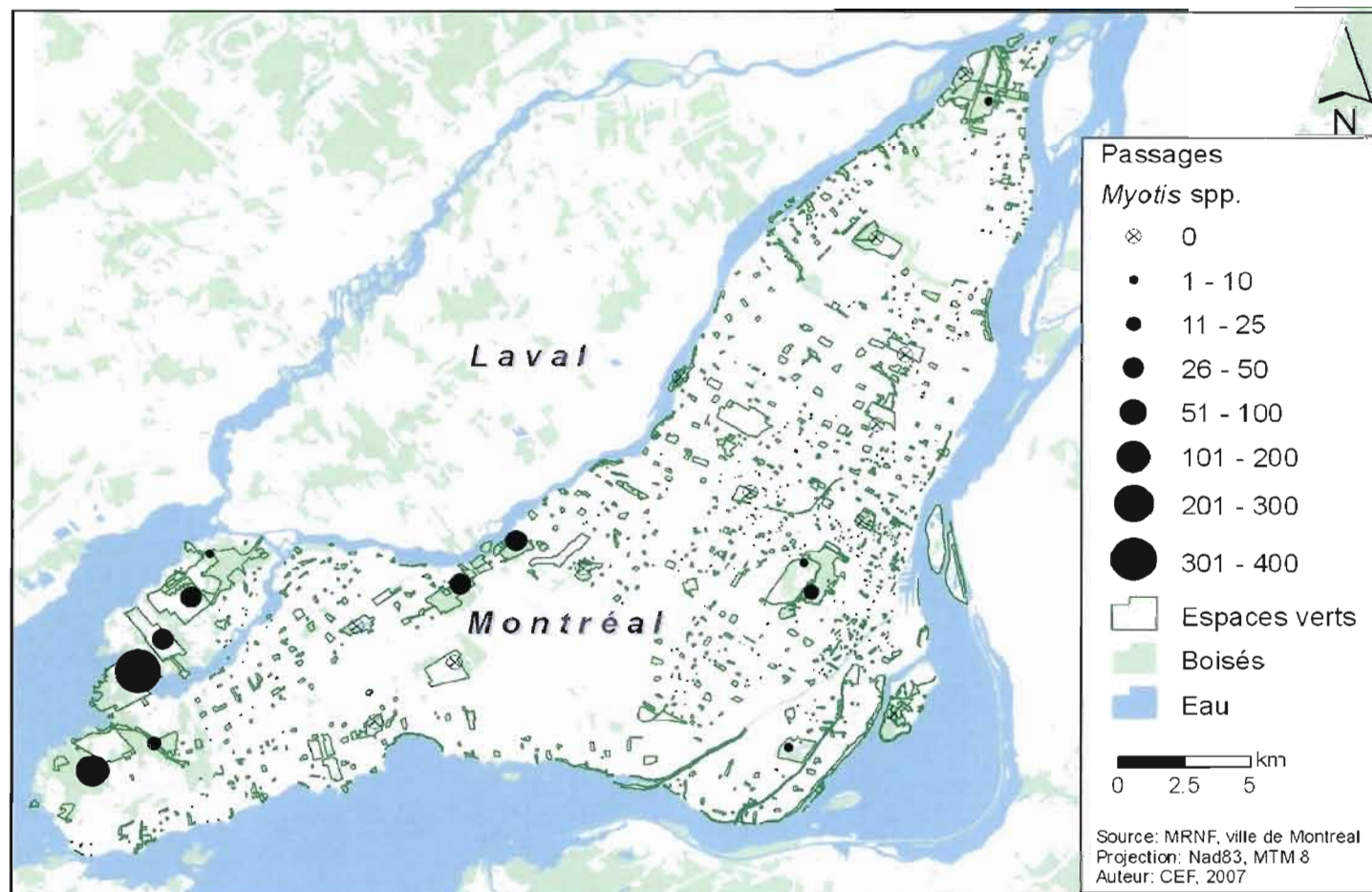




**Figure 5** Distribution du nombre total de passages enregistrés pour l'espèce *Lasiurus cinereus* (256 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.

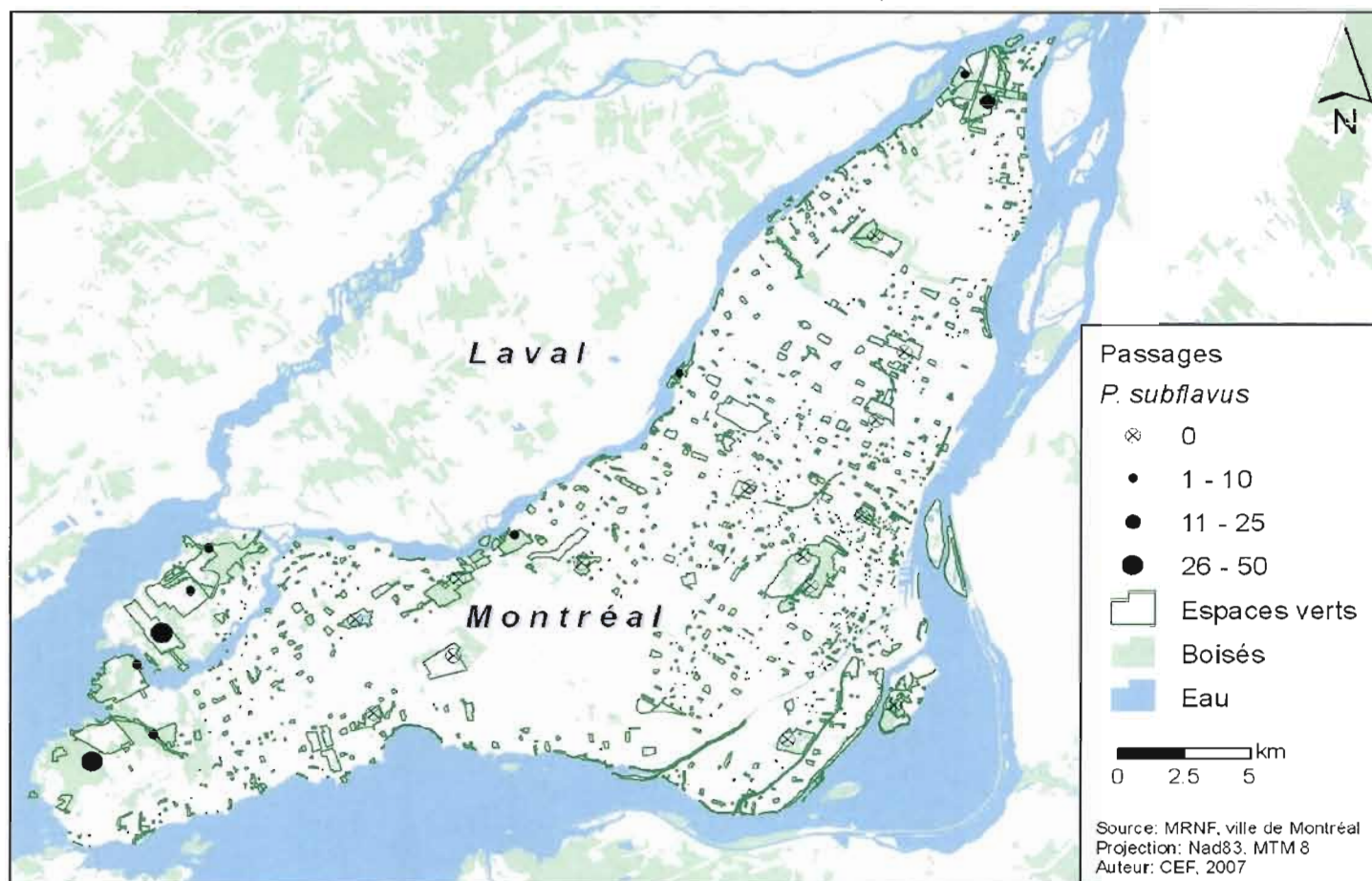


**Figure 6** Distribution du nombre total de passages enregistrés pour la combinaison des espèces *Lasionycteris noctivagans* / *Eptesicus fuscus* (178 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.



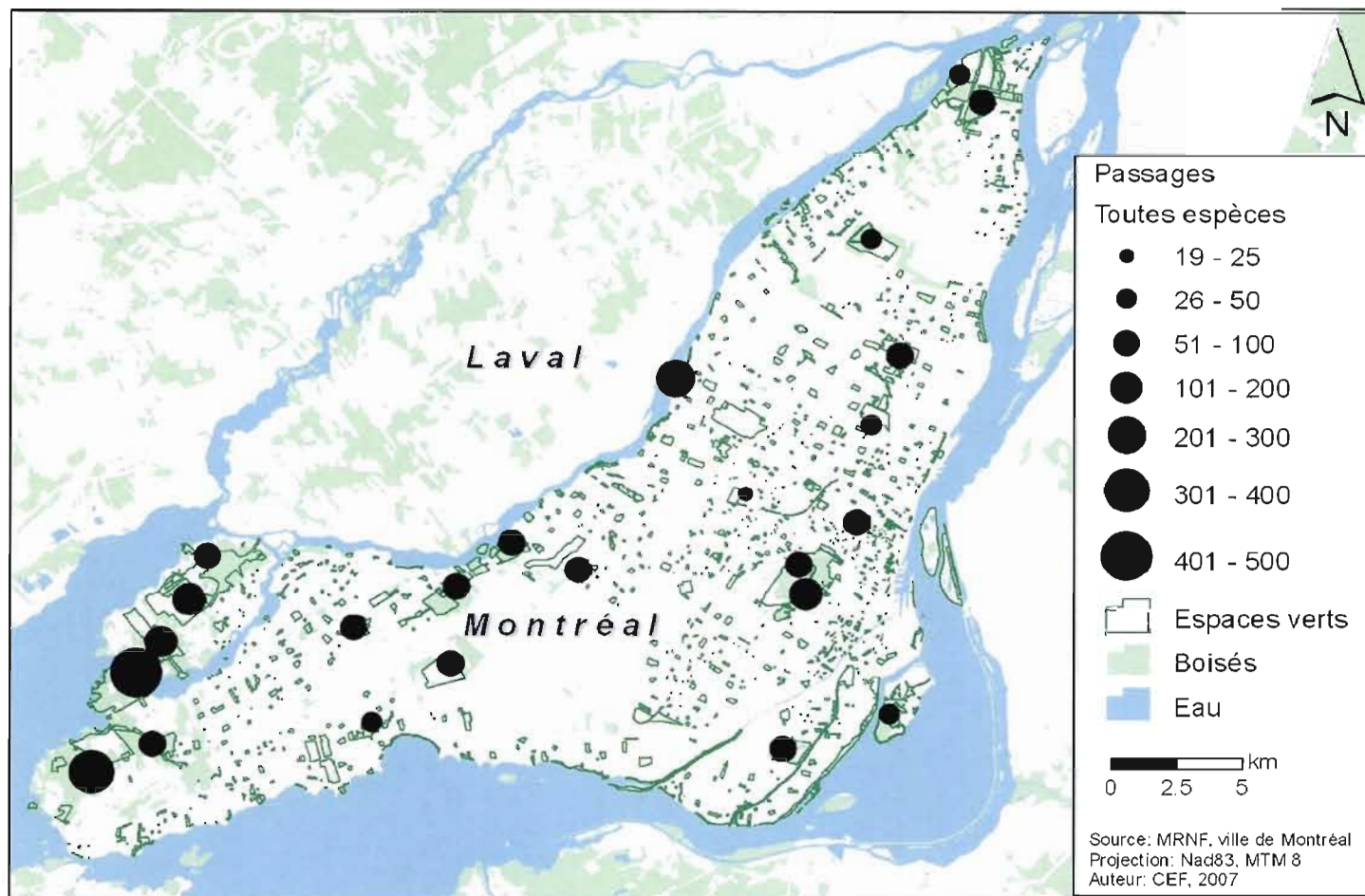
**Figure 7** Distribution du nombre total de passages enregistrés pour les espèces du genre *Myotis* (722 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.



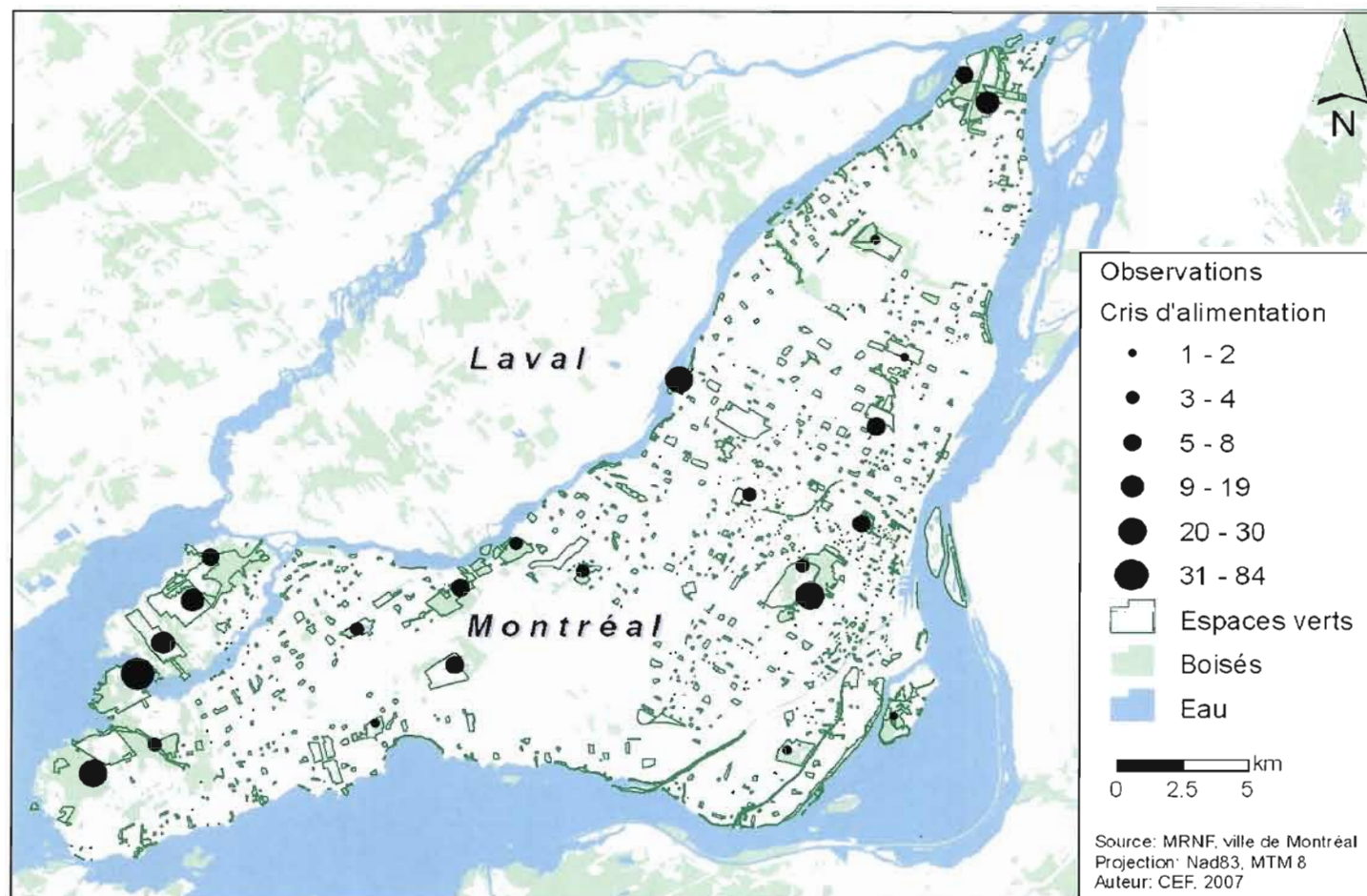


**Figure 8** Distribution du nombre total de passages enregistrés pour l'espèce *Pipistrellus subflavus* (90 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal

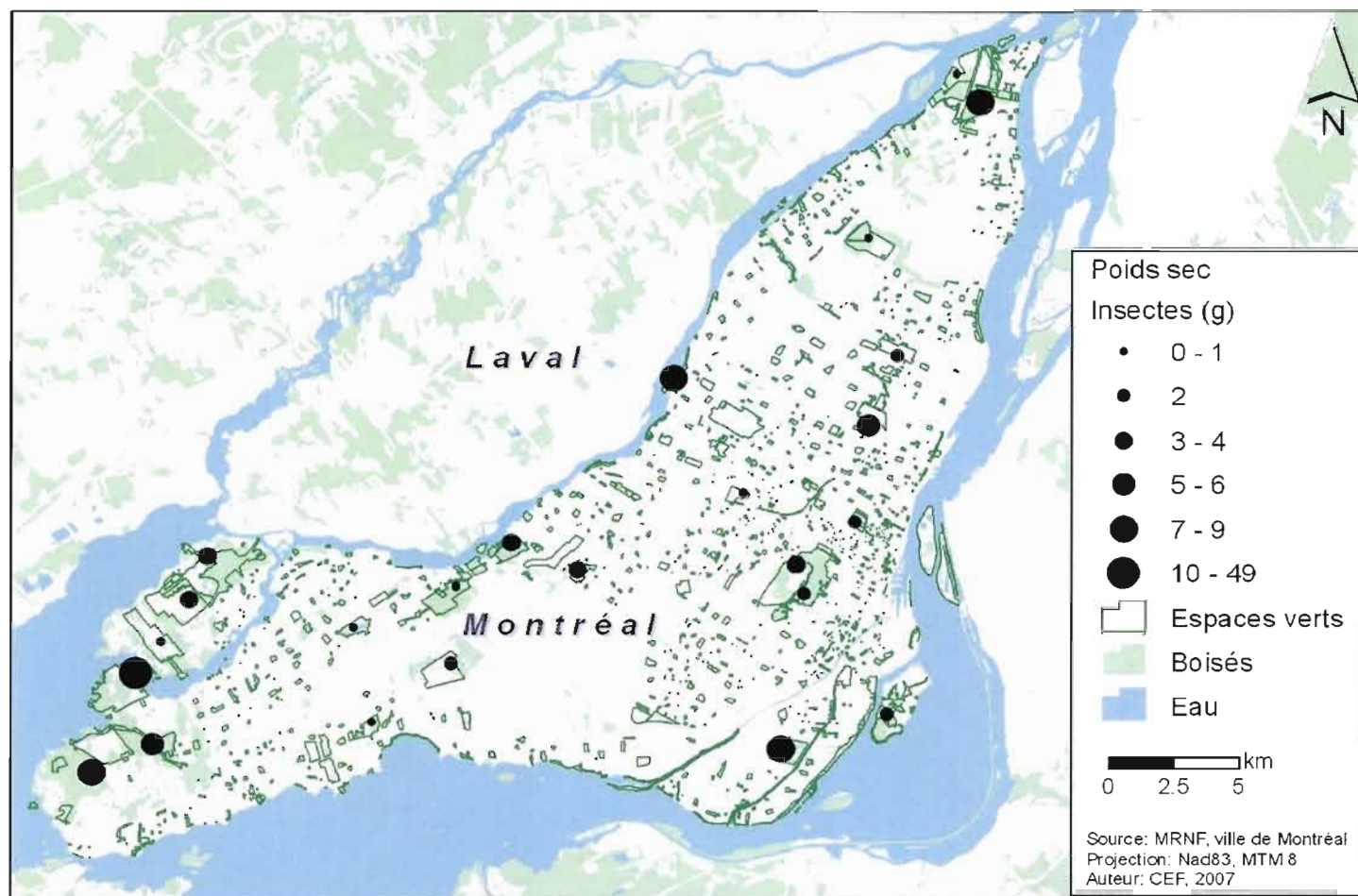




**Figure 9** Distribution du nombre total de passages enregistrés pour l'ensemble des chauves-souris (2364 passages) à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.



**Figure 10** Distribution du nombre total de séquences de cris d'alimentation répertoriées pour l'ensemble des chauves-souris à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.



**Figure 11** Distribution de l'abondance en poids sec des insectes capturés à travers 24 espaces verts de l'île de Montréal.

**Tableau 1** Liste des 24 espaces verts sélectionnés et classés en fonction du type d'aménagement dominant, de la présence de plans d'eau et de leur superficie.

Espaces verts	Numéro*	Type	Eau	Superficie estimée (ha)
Parc nature Île de la Visitation	1	Artificialisé	Présence	30
Parc Adrien-D-Archambault	2	Naturel	Présence	32
Parc Lafontaine	3	Artificialisé	Absence	36
Parc Jarry	4	Artificialisé	Absence	36
Parc Marcel-Laurin	5	Artificialisé	Présence	44
Parc du Centenaire	6	Artificialisé	Présence	50
Parc Terra-Cotta	7	Naturel	Absence	65
Cimetière Saint-François-d'Assise	8	Artificialisé	Absence	70
Parc nature l'Anse-à-l'Orme	9	Naturel	Absence	88
Parc nature Bois-de-Saraguay	10	Naturel	Absence	95
Parc Angrignon	11	Naturel	Présence	97
Parc nature Bois-de-l'Héritage	12	Naturel	Absence	100
Jardin Botanique et parc Maisonneuve	13	Artificialisé	Présence	137
Golf Métropolitain d'Anjou	14	Artificialisé	Présence	140
Golf Dorval	15	Artificialisé	Présence	145
Parc nature de la Rivière-aux-Prairies	16	Naturel	Présence	150
Parc nature Bois-de-Liesse	17	Naturel	Absence	159
Golf Royal de Montréal	18	Artificialisé	Présence	180
Parc Mont Royal	19	Naturel	Présence	190
Golf Elmridge	20	Artificialisé	Absence	190
Cimetière Mont Royal	21	Artificialisé	Absence	200
Parc nature Boisé de l'Île Bizard	22	Naturel	Absence	201
Arboretum Morgan	23	Naturel	Absence	245
Parc nature Cap-St-Jacques	24	Naturel	Présence	288

\* Les numéros réfèrent à la figure 1; espaces verts de petite taille < 75 ha, 1 à 8; espaces verts de taille moyenne de 76 ha à 150 ha, 9 à 16; espaces verts de grande taille > 151 ha, 17 à 24.

**Tableau 2** Résultats des séries d'ANOVAs comparant la superficie estimée des espaces verts, ainsi que sept variables d'habitat tirées des cartes informatisées, aux différents types d'espaces verts.

Variables	Type d'espace vert	Moyenne	Dév. Std	Ratio-F*	Prob. > F	Rang*
Superficie de couvert végétal non boisé (m²)						
	Parcs nature (n = 28)	85692,3	10281	18,8	<,0001	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	17327	12481			B
	Parcs Urbains (n = 28)	271,7	10281			B
Superficie de couvert forestier productif (m²)						
	Parcs nature (n = 28)	477978	33001	13,9	<,0001	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	300936	40062			B
	Parcs Urbains (n = 28)	238260	33001			B
Superficie de milieu marécageux ouvert (m²)						
	Parcs nature (n = 28)	20330,2	4278,4	6,9	0,0018	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	494,4	5193,8			B
	Parcs Urbains (n = 28)	0	4278,4			B
Superficie des plans d'eau (m²)						
	Parcs nature (n = 28)	102229	18035	5,9	0,0042	A
	Parcs Urbains (n = 28)	36532	18035			B
	Cimetières / Golfs (n = 19)	11668	21893			B
Nombre d'habitations (n)						
	Parcs Urbains (n = 28)	84,7	19,6	0,9	0,4196	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	76,3	23,8			A
	Parcs nature (n = 28)	49,2	19,6			A
Nombre de bâtiments de taille importante et non habités (n)						
	Parcs Urbains (n = 28)	24311,4	2061,5	33,2	<,0001	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	6047,2	2502,6			B
	Parcs nature (n = 28)	1579,5	2061,5			B
Longueur des routes et des rues (m)						
	Parcs Urbains (n = 28)	14421,5	1090	13,8	<,0001	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	9742,1	1323,3			B
	Parcs nature (n = 28)	6349,4	1090			B
Superficie estimée des espaces verts (ha)						
	Cimetières / Golfs (n = 19)	156,1	14,2	13,4	<,0001	A
	Parcs nature (n = 28)	148,4	11,7			A
	Parcs Urbains (n = 28)	75,2	11,7			B

\* Les lettres indiquent les différences significatives du test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ), lors des comparaisons par paires des moyennes obtenues pour chaque type d'espace vert.



**Tableau 3** Résultats des séries d'ANOVAs suivies des comparaisons par paire des moyennes d'abondance des chauves-souris, du poids sec en insectes et du nombre de séquences de cris d'alimentation, quant aux différents types d'espaces verts.

Espèces	Type d'espace vert	Moyenne	Dév. Std	Ratio-F*	Prob. > F	Rang*
<b><i>Eptesicus fuscus</i> (n = 74)</b>						
	Parcs nature (n = 28)	16,4	2,7	1	0,3610	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	11,1	3,2			A
	Parcs Urbains (n = 28)	11,9	2,7			A
<b><i>Lasionycteris noctivagans</i> / <i>E. fuscus</i></b>						
	Parcs nature (n = 28)	2,8	0,9	1,4	0,2604	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	3,4	1,1			A
	Parcs Urbains (n = 28)	1,3	0,9			A
<b><i>Myotis</i> spp (n = 74)</b>						
	Parcs nature (n = 28)	22,8	5	5,5	0,006	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	4,3	5,9			B
	Parcs Urbains (n = 28)	0,9	4,9			B
<b><i>Lasiurus cinereus</i> (n = 74)</b>						
	Parcs nature (n = 28)	3,6	1,2	0,1	0,8534	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	3,9	1,4			A
	Parcs Urbains (n = 28)	3,0	1,2			A
<b><i>Pipistrellus subflavus</i> (n = 74)</b>						
	Parcs nature (n = 28)	2,1	0,7	2,9	0,06	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	1,7	0,8			A B
	Parcs Urbains (n = 28)	0,0	0,7			B
<b>Toutes espèces (n = 74)</b>						
	Parcs nature (n = 28)	51,0	6,1	7,34	0,0013	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	25,7	7,3			B
	Parcs Urbains (n = 28)	19,4	6,0			B
<b>Cris d'alimentation (n = 74)</b>						
	Parcs nature (n = 28)	6,4	1,3	3,6	0,03	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	2,3	1,6			B
	Parcs Urbains (n = 28)	1,8	1,3			B
<b>Poids en insectes (n = 26)</b>						
	Parcs nature (n = 28)	11,5	2,7	3,4	0,05	A
	Cimetières / Golfs (n = 19)	2,3	3,2			B
	Parcs Urbains (n = 28)	2,8	2,8			B

\* Les lettres indiquent les différences significatives du test de Tukey ( $p \leq 0,05$ ), lors des comparaisons par paires des moyennes obtenues pour chaque type d'espace vert.

**Tableau 4** Analyse de régression multiple de l'abondance des espèces de chauves-souris en fonction des caractéristiques de l'habitat à des échelles locales (zones tampons de 0,1 à 0,5 km de rayon)

Variables	Zones tampons	0,1km de rayon		0,2km de rayon		0,5km de rayon	
		Valeur-p Coeff.		Valeur-p Coeff.		Valeur-p Coeff.	
<i>Eptesicus fuscus</i>							
Routes		0,049	+0,001			0,027	+0,0007
Lampadaires jaunes		0,032	+0,05				
Gros bâtiments						0,005	-0,0005
<i>Lasiurus cinereus</i>							
Routes				0,001	+0,0004		
Lampadaires jaunes		0,033	+0,06			0,005	+0,003
Habitations				0,005	-0,05		
<i>Myotis spp</i>							
Gros bâtiments		0,023	-0,004	0,011	-0,001		
Couvert forestier		0,0006	+0,001	0,005	+0,0002	0,034	+0,0001
Gros arbres (DHP > 25cm)		0,004	+0,254	0,003	+0,05	0,009	+0,05
Superficie en eau		<,0001	+0,0005	<,0001	+0,0001	<,0001	+0,0001
<i>Lasionycteris noctivagans / Eptesicus fuscus</i>							
Habitations		0,0042	-0,278	0,0084	-0,04		
Gros bâtiments		0,046	-0,002	0,03	-0,003		
Gros arbres (DHP > 25cm)		0,0325	+0,09	0,034	+0,02		
Marécages ouverts				0,05	-0,001		
<i>Pipistrellus subflavus</i>							
Routes				0,002	+0,0006		
Lampadaires blancs				0,011	+1,017		
Arbres isolés				0,035	-0,028		
Couvert végétal non forestier		0,030	+0,001	0,024	+0,0001	0,032	+0,0001

Notes: Les "Coefficients" font référence aux coefficients de régression de chaque variable incluse dans l'analyse de régression. Les zones tampons situées à l'échelle locale (0,1 à 0,5 km de rayon) ont 11 variables initiales incluses dans les modèles.

**Tableau 5** Analyse de régression multiple de l'abondance des espèces de chauves-souris en fonction des caractéristiques de l'habitat de l'échelle locale à l'échelle du paysage (zones tampons de 0,1 à 2 km de rayon).

Variables	Zones tampons		0,1km de rayon		0,2km de rayon		0,5km de rayon		1km de rayon		2km de rayon	
	Valeur-p	Coeff.	Valeur-p	Coeff.	Valeur-p	Coeff.	Valeur-p	Coeff.	Valeur-p	Coeff.		
<b><i>Eptesicus fuscus</i></b>												
Routes					0,016	+0,0001						
Habitations							0,032	+0,001				
Gros bâtiments					0,042	-<0,0001						
<b><i>Lasiurus cinereus</i></b>												
Routes	0,003	+0,001	0,0007	+0,0004								
Habitations	0,006	-0,324	0,005	-0,05								
Gros bâtiments					0,008	-<0,0001	0,028	-<0,0001	0,043	-<0,0001		
<b><i>Myotis spp</i></b>												
Gros bâtiments	0,001	-0,007	0,019	-0,0001							0,045	-<0,0001
Couvert forestier	0,034	+0,0001										
Couvert végétal non forestier											0,0001	+<0,0001
Superficie en eau	0,0002	+0,0003	0,0004	+0,0001	0,002	+<0,0001	0,0001	+<0,0001	0,002	+<0,0001		
Marécages ouverts							0,004	-<0,0001				
<b><i>Lasionycteris noctivagans / Eptesicus fuscus</i></b>												
Habitations	0,01	-0,373										
Gros bâtiments	0,01	-0,0003										
Marécages ouverts	0,047	-0,0003										
<b><i>Pipistrellus subflavus</i></b>												
Gros bâtiments			0,037	-0,005								
Couvert végétal non forestier	0,001	+0,0003					0,002	+<0,0001				
Marécages ouverts	0,015	-0,0004			0,04	-<0,0001					0,038	-<0,0001

Notes: Les "Coefficients" font référence aux coefficients de régression de chaque variable incluse dans l'analyse de régression. Les zones tampons situées à toutes les échelles étudiées (0,1 à 2 km de rayon) ont 7 variables initiales incluses dans les modèles.



**Tableau 6** Comparaison des différents modèles à l'échelle locale grâce au critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc).

Espèce	Rayon (km)	R <sup>2</sup>	Valeur-p	AIC	AICc	Δ AICc
<i>Eptesicus fuscus</i>						
	0,1	0,1	NS	10,8	17,6	4,5
	0,2	0,03	NS	10,5	17,2	4,1
	0,5	0,16	*	6,3	13,1	0
<i>Myotis spp</i>						
	0,1	0,70	***	0,1	24,4	0
	0,2	0,65	***	2,6	26,9	2,5
	0,5	0,56	***	9,0	33,3	8,9
<i>Lasiurus cinereus</i>						
	0,1	0,18	*	-3,4	10,6	4,3
	0,2	0,30	**	-7,7	6,3	0
	0,5	0,21	**	-6,7	7,3	1
<i>Lasionycteris noctivagans / E. fuscus</i>						
	0,1	0,5	**	-10,3	14,0	0
	0,2	0,44	*	-7,7	16,5	2,5
	0,5	0,23	NS	-2,2	22,1	8,1
<i>Pipistrellus subflavus</i>						
	0,1	0,6	*	-6,6	-370,6	0
	0,2	0,85	**	-16,2	-380,2	-9,6
	0,5	0,63	*	-7,9	-371,9	-1,3

Notes: \*  $P \leq 0,05$ ; \*\*  $P \leq 0,005$ ; \*\*\*  $P \leq 0,0005$ ; NS Non Significatif ( $P \geq 0,05$ ). Les zones tampons situées à l'échelle locale (0,1 à 0,5km de rayon) ont 11 variables initiales incluses dans les modèles.

**Tableau 7** Comparaison des différents modèles de l'échelle locale à l'échelle du paysage grâce au critère d'information d'Akaike de second ordre (AICc).

Espèce	Rayon (km)	R <sup>2</sup>	Valeur-p	AIC	AICc	Δ AICc
<i>Eptesicus fuscus</i>						
	0,1	0,02	NS	10,9	13,3	3,8
	0,2	0,03	NS	10,5	12,9	3,4
	0,5	0,13	*	7,1	9,5	0
	1	0,07	NS	9,5	11,9	2,4
	2		NS			
<i>Myotis spp</i>						
	0,1	0,64	***	5,4	12,6	0
	0,2	0,54	**	10,4	17,6	5
	0,5	0,45	**	13,9	21,1	8,5
	1	0,55	**	10,3	17,5	4,9
	2	0,52	**	11,7	18,9	6,3
<i>Lasiurus cinereus</i>						
	0,1	0,33	**	-2,5	2,2	2,5
	0,2	0,28	**	-4,9	-0,3	0
	0,5	0,17	*	-2,9	1,8	2,1
	1	0,1	*	-7,2	-2,6	-2,3
	2	0,1	*	-7,7	-3,0	-2,7
<i>Lasionycteris noctivagans</i> / <i>E. fuscus</i>						
	0,1	0,38	*	-4,4	2,8	0
	0,2	0,21	NS	-1,7	5,5	2,7
	0,5	0,07	NS	-0,8	6,4	3,6
	1	0,07	NS	-0,9	6,3	3,5
	2		NS			
<i>Pipistrellus subflavus</i>						
	0,1	0,64	*	-6,2	29,8	2,3
	0,2	0,50	*	-8,5	27,5	0
	0,5	0,49	*	-5,3	30,7	3,2
	1	0,48	*	-3,1	32,9	5,4
	2	0,31	*	-3,7	32,3	4,8

Notes: \*  $P \leq 0,05$ ; \*\*  $P \leq 0,005$ ; \*\*\*  $P \leq 0,0005$ ; NS Non Significatif ( $P \geq 0,05$ ). Les zones tampons situées à toutes les échelles étudiées (0,1 à 2 km de rayon) ont 7 variables initiales incluses dans les modèles.

## CONCLUSION GÉNÉRALE

### Nos résultats à l'échelle du territoire

Les cinq années de travail du réseau Québécois d'inventaires acoustiques des chauves-souris ont montré que les espèces du genre *Myotis* sont les plus abondamment représentées sur l'ensemble du territoire, suivi des espèces *L. cinereus*, *E. fuscus*, *L. noctivagans*, *L. borealis* et *P. subflavus* (Delorme et Jutras, 2006). L'étude des chauves-souris en milieu urbanisé et extrêmement fragmenté montre des patrons de composition en espèces différents, comme le laissait présager l'étude de Côté (2006) dans la région de Laval. *E. fuscus* est l'espèce la plus abondamment rencontrée sur l'île de Montréal. Cette espèce est également une des plus représentées sur l'ensemble du territoire Canadien (Agosta, 2002).

La difficulté d'interprétation liée à la similitude des sonagrammes entre les espèces *E. fuscus* et *L. noctivagans* (Barclay, 1986; Brigham *et al.*, 1989; Obrist, 1995; Betts, 1998; Gannon *et al.*, 2004), nous ont également incité à prendre des précautions quant à notre interprétation des sonagrammes de l'espèce *L. noctivagans*, et ce, malgré le recours d'une tierce personne (M.B. Fenton) pour confirmer la validité de nos analyses.

L'échantillonnage des espaces verts de l'île de Montréal, nous on permit de recenser la présence en grande abondance des espèces du genre *Myotis* et *P. subflavus*, ce qui n'était pas le cas pour coté (2006) qui employa des parcours d'écoute le long des routes de la région de Laval. Le fait d'avoir regroupé les espèces du genre *Myotis* ensemble, n'a probablement eu qu'un effet minime sur nos résultats. Concernant *M. leibii* (Chauve-souris pygmée), aucun signal de référence n'est actuellement disponible sur l'ensemble du territoire. L'espèce *M. lucifugus*, largement répandue en Amérique du Nord (Agosta, 2002), est reconnue pour exploiter les gîtes anthropiques (Fenton et Barclay, 1980). Étant généralement associée aux milieux forestiers à proximité de l'eau courante (Menzel *et al.*, 2000), la

grande majorité des sonagrammes associés au genre *Myotis* dans cette étude sont probablement issus de cette espèce.

Nous avons recensé toutes les espèces de chauves-souris présentes sur le territoire, hormis *Lasiurus borealis* (Chauve-souris rousse), retrouvée en faible abondance au Québec (Delorme et Jutras, 2006). Les résultats du réseau d'inventaires acoustiques (Delorme et Jutras, 2006), confirment également la faible occurrence de l'espèce *P. subflavus*, qui n'avait pas encore été associée aux habitats urbains sur le territoire du Québec. Les sonagrammes pour lesquels l'espèce n'a pu être identifiée se sont avérés incomplets ou déformés par les variations de distance des espèces émettrices par rapport au détecteur, par la présence simultanée de plusieurs individus ou de bruits parasites lors de l'enregistrement (O'Farrell *et al.*, 1999).

Notre étude vient compléter l'étude réalisée par Côté (2006), apportant des informations additionnelles sur l'influence des espaces verts ainsi que leur degré d'artificialisation, sur l'abondance des espèces de chauves-souris en milieu urbain. Peu d'études ont également intégré l'influence du type de couvert forestier en milieu urbain, en tant que facteur affectant l'abondance des espèces à diverses échelles spatiales. Nos résultats soutiennent que les espèces forestières ont tendance à être distribuées dans les milieux les moins urbanisés près de la rivière des Prairies. Globalement, l'activité des chauves-souris est plus importante dans les espaces naturels qui sont les moins aménagés et ceinturés d'une matrice urbaine moins dense et les résultats de comparaison d'échelle montrent de meilleurs résultats aux échelles locales.

Nous avons été en mesure de vérifier la majorité de nos hypothèses de départ concernant les facteurs impliqués dans la distribution et l'abondance des espèces et groupements d'espèces, mis à part les effets des variables d'habitat aux échelles locales. En effet, nous avons noté que contrairement au gradient d'urbanisation aux alentours des espaces verts, la taille et le degré d'artificialisation au sein des espaces verts, ne sont pas corrélés à la distribution et à l'abondance des

espèces. À titre d'illustration, le parc nature de l'Île de la Visitation situé en bordure de la rivière des Prairies génère une forte activité de chasse pour plusieurs espèces (voir figures 4, 5 et 6), dont l'espèce *P. subflavus*, malgré une surface forestière relativement limitée. Cet espace vert détient en effet la superficie la plus réduite parmi les espaces verts étudiés (tableau 1).

En définitive, cette étude a permis de dévoiler la forte présence de certaines espèces, apparemment mieux acclimatées au milieu urbain (e.g. *E. fuscus*, *L. cinereus* et *E. fuscus* / *L. noctivagans*), au sein des parcs les plus artificialisés. Ces espèces, plus généralistes, présentent une distribution plus uniforme sur l'île de Montréal comparativement aux espèces forestières, et semblent moins affectées par les structures composant l'habitat urbain, exploitant plus largement les structures anthropiques et les ressources alimentaires laissées inexploitées par les espèces forestières.

### **Les limites de l'étude**

Malgré l'influence récurrente de plusieurs variables d'habitat au sein des deux catégories de modèles de régression multiple (e.g. les corrélations négatives avec les grands bâtiments, les milieux marécageux ouverts et la corrélation positive avec les lampadaires), il convient de rester prudent lorsque l'on cherche à établir des tendances générales. L'effet des variables d'habitat sur l'abondance des chauves-souris, à diverses échelles spatiales, est fortement lié au contexte spatial où l'échantillonnage est réalisé (Fenton, 1990; Walsh et Harris, 1996; Gehrt et Shelvig, 2003; Gorrennsen *et al.*, 2005). Certains facteurs (e.g. les milieux marécageux) jouant un rôle négatif dans la réponse des espèces dans le contexte de notre étude, pourraient paradoxalement avoir une influence positive lors d'études similaires menées ailleurs. Il en va de même pour l'abondance et la distribution des espèces au sein des milieux urbains, comme l'illustre les études réalisées par Geggie et Fenton (1985) et Kurta et Teramino (1992), qui ont trouvé l'espèce *E. fuscus* en plus grande abondance dans les milieux ruraux comparé aux habitats urbains. Que ce soit à

l'échelle locale (Gaisler *et al.*, 1998; Everette *et al.*, 2001; Glendell et Vaughan, 2002; Gehrt et Chelsvig, 2003) ou à l'échelle du paysage étendu (Walsh et Harris, 1996; Vaughan *et al.*, 1997; Gehrt et Chelsvig, 2003), c'est avant tout la combinaison de l'ensemble des facteurs prévalant dans un habitat donné qui va déterminer le choix d'habitat d'alimentation des espèces.

Nous avons également relevé que plusieurs variables explicatives corrélées à l'abondance des espèces et sélectionnées dans les modèles à sept variables, n'ont pas été sélectionnées dans les modèles à 11 variables et inversement. Les variables additionnelles, qui ont un pouvoir explicatif plus important, ont en effet tendance à masquer l'effet des variables les moins corrélées, celles-ci ayant malgré tout une influence sur l'abondance des chauves-souris (e.g. les milieux ouverts marécageux). Il ne serait donc pas prudent de tirer des conclusions fermes, en associant certains facteurs à la présence systématique d'une espèce puisque la nature des corrélations obtenues va également dépendre de la combinaison et de la nature des variables incluses dans le modèle. Il pourrait être intéressant de renouveler les inventaires en milieu urbain sur plusieurs années consécutives afin d'obtenir une analyse plus robuste permettant de dégager davantage de patrons spécifiques, ainsi qu'un suivi sur le long terme qui permettrait de préciser les tendances des populations de chauves-souris en milieu urbain.

Nonobstant l'atteinte de nos objectifs de départ, plusieurs aspects de la méthodologie pourraient également être améliorés dans l'intérêt d'obtenir davantage de robustesse quant à la caractérisation des facteurs déterminant le choix des sites d'alimentation des chauves-souris en milieu urbanisé.

Les variables définissant l'habitat local, prélevées à partir des cartes informatisées pourraient encore gagner en précision, malgré l'apport de variables prélevées sur le terrain. Nous aurions pu, par exemple, différencier les étendues d'eau stagnantes des cours d'eau de taille importante et plus productifs (Harper, 1990), puisque ces milieux ne sont pas exploités de la même manière par les chauves-souris

(Von Frenckell et Barclay, 1987; Rydell *et al.*, 1999). Il aurait également été intéressant de distinguer les effets des milieux ouverts composés d'un habitat naturel (prairies) de ceux d'origine anthropique (gazon; exploitations agricoles) et établir la distinction entre les vieilles habitations et les constructions plus récentes. Quelques études ont montré l'importance des vieilles bâtisses dans le choix des gîtes de repos (Brigham et Fenton, 1986; Williams et Brittingham, 1997).

Pour cette étude nous n'avons pu disposer que d'un seul piège lumineux nous permettant d'obtenir un seul réplicat par espace vert, ce qui nous a limité dans l'exploitation des résultats, concernant l'abondance des insectes au sein des espaces verts. Un minimum de trois réplicats par espace vert aurait permis d'évaluer l'influence de la diversité et du type de proies dans un habitat donné sur l'abondance des espèces de chauves-souris (Fukui *et al.*, 2006). Bien que les vespertilionidés soient des prédateurs généralistes (Belwood et Fenton, 1976; Fenton et Morris, 1976) du fait de leur flexibilité (Kunz, 1973; Anthony et Kunz, 1977; Jones, 1990; Whitaker, 1995), la prédominance d'un certain type de proies pourrait également être un facteur susceptible d'influencer la distribution des espèces en fonction de leurs préférences alimentaires (Anthony et Kunz, 1977; Fenton et Barclay, 1980; Baker, 1983; Barclay, 1986; Brigham, 1990; Hickey *et al.*, 1996; Whitaker, 2004; Whitaker, 1995).

Il aurait aussi été intéressant d'évaluer l'influence du rapport des sexes sur les patrons de distribution des espèces au sein de l'île de Montréal, grâce à des captures d'individus aux filets japonais. Chez la plupart des espèces, les femelles en période de lactation ne suivent pas la même distribution estivale que les mâles du fait d'importantes différences en termes de demandes énergétiques (Thomas, 1988 .b; Barclay, 1991; Henry *et al.*, 2002). Celles-ci priorisent alors certains types d'habitats d'alimentation, situés à proximité des pouponnières et où la densité de proies est importante (Barclay, 1991; Wilkinson et Barclay, 1997; Henry *et al.*, 2002). Les mâles, plus flexibles, se contenteraient des sites de moins bonne qualité (Barclay, 1991; Wilkinson et Barclay, 1997).

## Perspectives de conservation et de recherche sur les chiroptères

La Ville de Montréal, à travers son programme de gestion des écosystèmes (Cogliastro *et al.*, 1996) a déjà montré le potentiel de conservation des parcs nature. Dans le cadre de mesures de conservation et d'aménagements permettant le maintien ou la mise en valeur du patrimoine naturel, nos travaux ont montré l'importance de la préservation des espaces verts dans leur qualité d'habitats naturels (favoriser la présence d'arbres de gros diamètres et favoriser la préservation des points d'eau et des zones humides susceptibles de générer d'importantes quantités d'insectes) au sein des milieux urbanisés. Une attention particulière devrait toutefois être portée aux milieux ripariens, qui pourraient bien être d'une importance capitale pour les chauves-souris, surtout pour les espèces ne s'accommodant que faiblement à l'habitat urbain comme les espèces du genre *Myotis* et *P. subflavus*.

Du fait de leur sensibilité aux perturbations des habitats naturels, les chauves-souris semblent également être de bons indicateurs de la qualité de l'habitat qu'elles occupent (Parker *et al.*, 1996; Fenton, 2003), et elles pourraient être prises en compte dans la valorisation des espaces naturels. L'avifaune, également sensible aux perturbations de l'habitat sur plusieurs échelles spatiales (Drapeau *et al.*, 2000) sont déjà employées avec succès à ce niveau (Carignan, 2006).

Nos résultats suggèrent également qu'une approche au cas par cas, c'est-à-dire non seulement espèce par espèce, mais également pour chaque site étudié, devrait être envisagée sur le long terme, afin de garantir la viabilité des efforts de conservation. Des études approfondies permettraient de préciser les tendances des populations en milieu urbain, surtout pour l'espèce *P. subflavus*, faiblement représentée sur le territoire du Québec (Delorme et Jutras, 2006). L'installation de gîtes artificiels au sein des espaces verts, où la présence d'espèces à statut préoccupant (Beaulieu, 1992) pourrait être confirmée par d'autres études, contribuera à leur préservation.



Concernant des travaux futurs, la recherche, la prise en compte et le suivi des pouponnières et des gîtes de repos estivaux, permettraient de déterminer leur influence sur l'utilisation de l'habitat d'alimentation des chauves-souris en milieu urbain. Il serait par exemple intéressant de déterminer si la présence de ponts, reconnus pour être utilisés comme gîtes (Pierson *et al.*, 1996; Adam et Hayes, 2000), aurait influencé la distribution des espèces le long de la rivière des Prairies. Nous pourrions également être en mesure de vérifier si la forte occurrence de l'espèce *E. fuscus* et du genre *Myotis* peuvent être expliqués par la présence de perchoirs d'origine anthropique et d'arbres de gros diamètres. Ces travaux viendraient également s'ajouter à ceux déjà menés par le ministère des Ressources naturelles et de la Faune du Québec sur la quantification des hibernacles des populations cavernicoles du Québec. Le dénombrement direct d'individus permettrait également d'engendrer davantage de précision sur la taille des populations, ce qui favoriserait la formulation de mesures de protection des espèces à statut précaire et la préservation de leurs habitats.

Pour conclure, devant le défi imposé par l'analyse des signaux d'écholocation des espèces, des captures d'individus permettant de récolter un maximum de cris de référence, pourraient être menées à l'échelle du territoire. Les signaux d'écholocation étant sujets à d'importantes variations intra-spécifiques suivant le contexte spatial (Murray *et al.*, 2001; Barclay *et al.*, 1999), il serait profitable de mener ces investigations dans les différentes régions du Québec.

## LISTE GLOBALE DES RÉFÉRENCES

- ADAM, M.D. et HAYES, J.P. 2000. Use of bridges as night roosts by bats in the Oregon Coast Range. *J. Mammal.*, **81**: 402-407.
- AGOSTA, S.J. 2002. Habitat use, diet and roost selection by the Big Brown Bat (*Eptesicus fuscus*) in North America: a case for conserving an abundant species. *Mammal Rev.*, **32**(2): 179-198.
- AKAIKE, H. 1974. A new look at the statistical model identification. *IEEE Transactions on Automatic Control, A.C.*, **19**(6): 716-723.
- ALDRIDGE, H.D. et RAUTENBACH, I.L. 1987. Morphology, echolocation and resource partitioning in insectivorous bats. *J. Anim. Ecol.*, **56**: 763-78.
- ALLEN, A.W. et CORN, J.G. 1990. Relationships Between live tree diameter and cavity abundance in a Missouri Oak-Hickory Forest. *Northern J. Appl. For.*, **7**: 179-183.
- ANTHONY, E.L.P. et KUNZ, T.H. 1977. Feeding strategies of the Little Brown Bat, *Myotis lucifugus*, in southern New Hampshire. *Ecology*, **58**: 775-786.
- ANTHONY, E.L.P., STACK, M.H. et KUNZ, T.H. 1981. Night roosting and the nocturnal time budget of the little brown bat, *Myotis lucifugus*: Effects of reproductive status, prey density, and environmental conditions. *Oecologia*, **51**(2): 151-156.
- AVILA-FLORES-FLORES, R. et FENTON, M.B. 2005. Use of spatial features by foraging insectivorous bats in a large urban landscape. *J. Mammal.*, **86**: 1193-1204.
- BAILLIE, E.M., HILTON-TAYLOR, C. et STUART, S.N. 2004. IUCN Red List of Threatened Species. A Global Species Assessment. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, 191 pages.
- BAKER, R. 1983. Michigan Mammals. Michigan State University Press. Lansing, MI., 127-132.
- BANNON, P. 1991. Où et quand observer les oiseaux dans la région de Montréal. Société québécoise de protection des oiseaux et le centre de conservation de la faune ailée de Montréal. Montréal, 361 pages.
- BARBOUR, R.W. et DAVIS, W.H. 1969. Bats of America. The University Press of Kentucky, 286 pages.

- BARCLAY, R.M.R. 1986. The echolocation calls of hoary (*Lasiurus cinereus*) and silver-haired (*Lasionycteris noctivagans*) bats as adaptations for long- versus short-range foraging strategies and the consequences for prey selection. *Can. J. Zool.*, **64**: 2700-2705.
- BARCLAY, R.M.R. 1991. Population structure of temperate zone insectivorous bats in relation to foraging behavior and energy demand. *J. Anim. Ecol.*, **60**(1): 165-178.
- BARCLAY, R.M.R. et BRIGHAM, R.M. 1991. Constraints on reproduction by flying vertebrates: energy and calcium. *American Naturalist*, **144**:1021-1031.
- BARCLAY, R.M.R., FAURE, P.A. et FARR, D.R. 1988. Roosting behavior and roost selection by migrating silver-haired bats (*Lasionycteris Noctivagans*). *J. Mammal.*, **69**: 821-825.
- BARCLAY, R.M.R., FULLARD, J.H. et JACOBS, D.S. 1999. Variation in the echolocation calls of the hoary bat (*Lasiurus cinereus*): influence of body size, habitat structure, and geographic location. *Can. J. Zool.*, **77**: 530-534.
- BEAULIEU, H. 1992. Liste des espèces de la faune vertébrée susceptibles d'être désignées menacées ou vulnérables. Ministère du Loisir, de la Chasse, et de la Pêche, 107 pages.
- BELWOOD, J. J. et FENTON, M.B. 1976. Variation in the diet of *Myotis lucifugus* (Chiroptera: Vespertilionidae). *Can. J. Zool.*, **54**:1674-1678.
- BEST, T.L. et JENNINGS, J.B. 1997. *Myotis leibii*. *Mammalian Species*, **547**: 1-6.
- BETTS, B.J. 1998. Effects of interindividual variation in echolocation calls on identifications of Big Brown and Silver-Haired bats. *J. Wild. Manag.*, **62**:1003-1010
- BLAIR, R.B. et LAUNER, A.E. 1997. Butterfly diversity and human land use: Species assemblages along an urban gradient. *Biol. Conserv.*, **80**: 113-125.
- BOURDAGES, J.L., GAUVIN, C., ROBERT, M., DOMON, G., BOUCHARD, A., et DRAPEAU, P. 1988. Études des ressources et des potentiels du Parc régional du Cap- Saint-Jacques. Centre de Recherche Écologiques de Montréal, Université de Montréal.
- BOURNE, L.S. et SIMMONS, J.W. 1982. Defining the area of interest: definition of the city, metropolitan areas and extended urban regions. Pages: 57-72. L.S. Bourne, Oxford Univ. Press, New York, USA.
- BRIGHAM, R.M. 1989. Flexibility in foraging and roosting behaviour by the big brown bat (*Eptesicus fuscus*). *Can. J. Zool.*, **69**: 117-121.

- BRIGHAM, M. 1990. Prey selection by big brown bats (*Eptesicus fuscus*) and common nighthawks (*Chordeiles minor*). *Amer. Midl. Nat.*, **124**: 73–80.
- BRIGHAM, R.M., ALDRIDGE, H. et MACKEY, R.L. 1992. Variation in habitat use and prey selection by Yuma Bats, *Myotis yumanensis*. *J. Mammal.*, **73**:640-645.
- BRIGHAM, R.M., CEBEK, J.E et HICKEY, M.B.C. 1989. Intraspecific variation in the echolocation calls of two species of insectivorous bats. *J. Mammal.*, **70**: 426–428.
- BRIGHAM, R.M. et FENTON, M.B. 1986. The influence of roost closure on the roosting and foraging behaviour of *Eptesicus fuscus* (Chiroptera : Vespertilionidae). *Can. J. Zool.*, **64**: 1128-1133.
- BRIGHAM, R.M. et FENTON, M.B. 1991. Convergence in foraging strategies by two morphologically and phylogenetically distinct nocturnal aerial insectivores. *J. Zool. Lond.*, **223**: 475 – 489.
- BRIGHAM, R.M., GRINDAL, S.D., FIRMAN M.C. et MORISSETTE, J.L. 1997. The influence of structural clutter on activity patterns of insectivorous bats. *Can. J. Zool.*, **75**: 131–136.
- BRODERS, H.G., FINDLAY, C.S. et ZHENG, L. 2004. Effects of clutter on echolocation call structure of *Myotis septentrionalis* and *M. lucifugus*. *J. Mammal.*, **85**:273-281.
- BROOKS, R.T. et FORD, W.M. 2005. Bat activity in a forest landscape of central massachusetts. *Northeastern Naturalist*, **12**(4):447–462.
- BURNHAN, K.P. et ANDERSON, D.R. 2002. Model selection and multimodel inference: A practical information-theoretic approach., 2nd edition Springer-Verlag, New-York, 488 pages.
- CACERES, M.C. et BARCLAY, R.M.R. 2000. *Myotis septentrionalis*. *Mammalian Species*, **634**: 1-4.
- CARIGNAN, V. 2006. Détermination de la valeur écologique des forêts du sud-ouest du Québec pour l'avifaune sensible à la fragmentation. Thèse de doctorat en sciences de l'environnement, Université du Québec a Montréal, 293 pages.
- CLAWSON, R.L. 2002. Trends in population size and current status. Pages 2-8. *Dans*, The Indiana bat: biology and management of an endangered species. Édité par Kurta A.. et Kennedy J. Austin, Texas: Bat Conservation International.
- COCKRUM, E. 1956. Homing, movements and longevity of bats. *J. Mammal*, **37**: 48-57.

- COGLIASTRO, A., LAJEUNESSE, D., BOUCHARD, A., et LABRECQUE, M. 1991. Rapport trimestriel, Août 1991. Rapport préparé par l'Institut de Recherche en Biologie Végétale de l'Université de Montréal pour la Communauté Urbaine de Montréal.
- COGLIASTRO, A., LAJEUNESSE, D., DOMON, G., et BOUCHARD, A. 1996. Programme de gestion des écosystèmes des parcs nature de la communauté urbaine de Montréal. Institut de Recherche en Biologie Végétale, Université de Montréal, 136 pages.
- COMMUNAUTÉ MÉTROPOLITAINE DE MONTRÉAL. 2005. Consulté le 15 décembre 2005. Réseaux des parcs nature de la ville de Montréal. Tiré du site [www.ville.montreal.qc.ca](http://www.ville.montreal.qc.ca).
- CÔTÉ, F. 2006. Habitat d'alimentation et de déplacement des chauves-souris le long d'un gradient de paysages urbain, agricole et forestier du sud du Québec. Mémoire de Maîtrise en Biologie, UQAM, 48 pages.
- COUSINS, S.H. 1982. Species size distributions of birds and snails in an urban area. Pages: 99-109. Dans, Urban Ecology. The second European symposium. Édité par Bornkamm R., Lee J.A. et Seaward M.R.D. Oxford: Blackwell Scientific Publications.
- CRAMPTON, L.H. 1995. Habitat selection by bats and the potential impacts of forest fragmentation on bat populations in Aspen mixedwood forests in northern Alberta. M.Sc. thesis. University of Calgary, Calgary, Alberta, 114 pages.
- DELORME, M. et JUTRAS, J. 2003. Réseau québécois d'inventaires acoustiques de chauves-souris. Guide du participant, 45 pages.
- DELORME, M. et JUTRAS, J. 2006. Bulletin de liaison du réseau québécois d'inventaires acoustiques de chauves-souris. Bilan de la saison 2005, 26 pages.
- DICKMAN, C.R. 1987. Habitat fragmentation and vertebrate species richness in an urban environment. J. Appl. Ecol., **24**: 337-351.
- DRAPEAU, P., LEDUC, J.F., GIROUX, J.P., SAVARD, Y., BERGERON, Y. et VICKERY, W.L. 2000. Landscape-scale disturbances and changes in bird communities of eastern boreal mixed-wood forest. Ecological Monographs, **70**: 423-444.
- DUCHAMP, J.E., SPARKS, D.W. et WHITAKER, J.O. Jr. 2004. Foraging-habitat selection by bats at an urban-rural interface: comparison between a successful and a less successful species Can. J. Zool., **82** (7): 1157-1164.

- EKMAN, M. et VAN ZILL DE JONG. 1996. Local patterns of distribution and resource utilization of four bat species (*Myotis brandti*, *Eptesicus nilssoni*, *Plecotus auritus* and *Pipistrellus pipistrellus*) in patchy and continuous environments. J. Zool. Soc. (London), **238**: 571-580.
- ERICKSON, J.L. et WEST, S.D. 2002. The influence of regional climate and nightly weather conditions on activity patterns of insectivorous bats. Acta Chiro., **4**: 17-24.
- EVELYN, M. J., STILES, D.A. et YOUNG, R.A. 2004. Conservation of bats in suburban landscapes: roost selection by *Myotis yumanensis* in a residential area in California. Biol. Conserv., **115**: 463-473.
- EVERETTE, A.L., O'SHEA, T.J., ELLISON, L.E., STONE, L.A. et Mc CANCE, J.L. 2001. Bat use of a high-plains urban wildlife refuge. Wild. Soc. Bull., **29**: 967-973.
- FAETH, S.H. et KANE, T.C. 1978. Urban biogeography: city parks as islands for Diptera and Coleoptera. Oecologia (Berlin), **32**: 127-133.
- FAN, Z., SHIFLEY, S.R., SPETICH M.A., THOMPSON, F.R. et LARSEN, D.R. 2003. Distribution of cavity trees in midwestern old-growth and second-growth forests. Can. J. For. Res., **33**: 1481-1494.
- FAURE, P.A., FULLARD, J.H. et DAWSON, J.W. 1993. The gleaning attacks of the northern long-eared bat, *Myotis septentrionalis*, are relatively inaudible to moths. J. Exp. Biol., **178**: 173-189.
- FENTON, M.B. 1990. The foraging behaviour and ecology of animal-eating bat. Can. J. Zool., **68**: 411-422.
- FENTON, M.B. 1997. Science and the conservation of bats. J. Mammal., **78**: 1-14.
- FENTON, M.B. 2003. Eavesdropping on the echolocation and social calls of bats. Mammal Review, **33**(3-4): 193-204
- FENTON, M.B. et BARCLAY, R.M.R. 1980. *Myotis lucifugus*. Mammalian Species, **142**: 1-8.
- FENTON, M. et BELL, G.P. 1979. Echolocation and feeding behaviour in four species of *Myotis*. Can. J. Zool. **57** :1271-1277.
- FENTON, M. B. et MORRIS, G. K. 1976. Opportunistic feeding by desert bats (*Myotis* spp.) Can. J. Zool., **54**:526-530.
- FINDLEY, J.S. 1993. Bats : A community perspective. Cambridge Univ. Press. 167 pages.

- FORD, W.M, MENZEL, M.A, RODRIGUEZ, J.L., MENZEL, J.M. et JOHNSON, J.B. 2005. Relating bat species presence to simple habitat measures in a central Appalachian forest. *Biol. Conserv.*, **126**: 528–539.
- FOSTER, R.W. et KURTA., A. 1999. Roosting ecology of the northern bat (*Myotis septentrionalis*) and comparisons with the endangered Indiana bat (*Myotis sodalis*). *J. Mammal.*, **80**(2): 659-672.
- FUKUI, D., MURAKAMI, M., NAKANO, S. et AOI, T. 2006. Effect of emergent aquatic insects on bat foraging in a riparian forest. *J. Anim. Ecol.*, **75**: 1252-1258
- FURLONGER, C.L., DEWAR, H.J. et FENTON, M.B. 1987. Habitat use by foraging insectivorous bats. *Can. J. Zool.*, **65**(2): 284-288.
- GAGNÉ, C. 2006. La répartition spatiale des coupes forestières et ses effets sur la distribution et le comportement alimentaire des oiseaux excavateurs en forêt boréale. Mémoire de Maîtrise en Biologie, Université du Québec à Montréal. 79 pages.
- GAISLER, J., ZUKAL, J., RAHAK, Z. et HOMOLKA, M. 1998. Habitat preference and flight activity of bats in a city. *J. Zool. Lond.*, **244**: 439-445.
- GANNON, W.L., O'FARRELL, M.J., CORBEN, C. et BEDRICK E.J. 2004. Call character lexicon and analysis of field recorded bat echolocation calls. Pages 478-484. *Dans*, Echolocation in Bats and Dolphins. Édité par Thomas J.A., Moss C.F. et Vater. M. University of Chicago Press, Chicago, IL, USA.
- GEGGIE, J.F. et FENTON, M.B. 1985. A comparison of foraging by *Eptesicus fuscus* (Chiroptera: Vespertilionidae) in urban and rural environments. *Can. J. Zool.*, **63**: 263-266.
- GEHRT, S.D. et CHELSVIG, J.E. 2003. Species-specific patterns of bat activity in an urban landscape. *Ecol. Appl.*, **13**(4): 939-950.
- GEHRT, S.D. et CHELSVIG, J.E. 2004. Bat activity in an urban landscape and microhabitat scale. *Ecol. Appl.*, **14**(2): 625-635 pages.
- GERELL, R. et LUNDBERG, K.G. 1993. Decline of a bat *Pipistrellus pipistrellus* population in an industrialized area in south Sweden. *Biol. Conserv.* **65**: 153-157.
- GILBERT, O.L. 1989. The ecology of urban habitat. Chapman and Hall Publishers. London, United Kingdom, 380 pages.
- GLENDALL, M. et VAUGHAN, N. 2002. Foraging activity of bats in historic landscape parks in relation to habitat composition and park management. *Anim. Conserv.*, **5**: 309-316.

- GORRESEN, P.M., WILLIG, M.R. et STRAUSS, R.E. 2005. Multivariate analysis of scale-dependent associations between bats and landscape structure. *Ecol. Appl.*, **15**(6): 2126-2136.
- GRIFFIN, D.R. 1958. *Listening in the dark*. Yale University Press, New Haven, Connecticut, 413 pages.
- GRINDAL, S.D. 1996. Habitat use by bats in fragmented forests. Pages 260-272. *Dans*, Proceedings of Bats and Forests Symposium, Édité par Barclay R.M.R. et Brigham. R.M., Resources Branch, Ministry of Forests, Victoria, B.C.
- GRINDAL, S.D. et BRIGHAM, R.M. 1998. Short-term effects of small-scale habitat disturbance on activity by insectivorous bats. *J. Wild. Manag.*, **62**(3): 996-1002.
- GRINDAL, S.D. et BRIGHAM, R.M. 1999. Impacts of forest harvesting on habitat use by foraging insectivorous bats at different spatial scales. *Ecoscience*, **6**(1): 25-34.
- GRINDAL, S.D., MORISSETTE, J.L. et BRIGHAM, R.M. 1999. Concentration of bat activity in riparian habitats over an elevational gradient. *Can. J. Zool.*, **77**: 972-977.
- HANNAH, L. et BOWLES, I. 1995. Letters: Global priorities. *Bioscience* **45**: 122.
- HARPER, P. 1990. Associations of aquatic insects (*Ephemeroptera*, *Plecoptera*, and *Trichoptera*) in a network of subarctic lakes and streams in Quebec. *Hydrobiologia*, **199**: 43-64.
- HAYES, J.P. 1997. Temporal variation in activity of bats and the design of echolocation-monitoring studies. *J. Mammal.*, **78**: 514-524.
- HAYES, J.P. 2000. Assumptions and practical considerations in the design and interpretation of echolocation-monitoring studies. *Acta Chiropt.*, **2**: 225-236.
- HECKER, K.R. et BRIGHAM, R.M. 1999. Does moonlight change vertical stratification of activity by forest dwelling insectivorous bats? *J. Mammal.*, **80**: 1196-1201.
- HENRY, M., THOMAS, D.W., VAUDRY, R. et CARRIER, M. 2002. Foraging distances and home range of pregnant and lactating little brown bats (*Myotis lucifugus*). *J. Mammal.*, **83**(3): 767-774.
- HICKEY, B.M.C., ACHARYA, L. et PENNINGTON, S. 1996. Resource partitioning by two species of vespertilionid bats (*Lasiurus cinereus* and *Lasiurus borealis*) feeding around street lights. *J. Mammal.*, **77**(2): 325-334.



- HICKEY, B.M.C. et FENTON, M.B. 1996. Behavioural and thermoregulatory responses of female hoary bats, *Lasiurus cinereus* (Chiroptera: Vespertilionidae), to variations in prey availability. *Ecoscience*, **3**: 414-422.
- HICKEY, B.M.C. et NIELSON, A.L. 1995. Relative activity and occurrence of bats in southwestern Ontario as determined by monitoring with bat detectors. *Can. Field-Nat.*, **109**(4): 413-417.
- HILL, J.E. et SMITH, J.D. 1984. Bats, a natural history. University of Texas Press, Austin, Texas, 243 pages.
- HOURIGAN, C.L., JOHNSON, C. et ROBSON, S.K.A. 2006. The structure of a micro-bat community in relation to gradients of environmental variation in a tropical urban area. *Urban Ecosyst.*, **9**: 67-82.
- HUMES, M.L., HAYES, J.P. et COLLOPY, M.W. 1999. Bat activity in thinned, unthinned, and old-growth forests in western Oregon. *J. Wild. Manag.*, **63**: 553-561.
- JABERG, C. et GUISAN, A. 2001. Modeling the distribution of bats in relation to landscape structure in a temperate mountain environment. *J. Appl. Ecol.*, **38**: 1169-1181.
- JONES, G. 1990. Prey selection by the greater horseshoe bat (*Rhinolophus ferrumequinum*): optimal foraging by echolocation? *J. Anim. Ecol.*, **59**: 587-602.
- JUNG, T.S., THOMPSON, I.D., TITMAN, R.D. et APPLEJOHN, A.P. 1999. Habitat selection by forest bats in relation to mixed-wood stand types and structure in central Ontario. *J. Wild. Manag.*, **63**(4): 1306-1319.
- KALCOUNIS, M.C., HOBSON, K.A., BRIGHAM, R.M. et HECKER, K.R. 1999. Bat activity in the boreal forest: importance of stand type and vertical strata. *J. Mammal.*, **80**(2): 673-682.
- KOTLIAR, N.B. et WIENS, J.A. 1990. Multiple scales of patchiness and patch structure: a hierarchical framework for the study of heterogeneity. *Oikos*, **59**: 253-260.
- KRUSIC, R.A., YAMASAKI, M., NEEFUS, C.D. et PEKINS, P.J. 1996. Bat habitat use in White Mountains National Forest. *J. Wild. Manag.*, **60**: 625-631.
- KUNZ, T.H. 1973. Resource utilization; temporal and spatial components of bat activity in central Iowa. *J. Mammal.*, **54**: 14-12.
- KUNZ, T.H. 1982. Ecology of Bats. Plenum Press, New York, 425 pages.
- KURTA, A. 1982. A review of Michigan Bats: Seasonal and geographic distribution. *Mich. Acad.*, **14**(3): 295-312.

- KURTA, A. et TERAMINO, J.A. 1992. Bat community structure in an urban park. *Ecography*, **15**: 257-261.
- LEE, P.C., CRITES, S., NIETFELD, M., VAN NGUYEN, H. et STELFOX, J.B. 1997. Characteristics and origins of deadwood material in aspen dominated boreal forests. *Ecol. Appl.*, **7**: 691-701.
- LEGENDRE, P. 1993. Spatial Autocorrelation: Trouble or New Paradigm? *Ecology*, **74**(6): 1659-1673.
- LEWIS, S.E. 1995. Roost site fidelity of bats: a review. *J. Mammal.*, **76**: 481-496.
- LONGLAND, W.S. et PRICE, M.V. 1991. Direct observations of owls and heteromyid rodents: can predation risk explain microhabitat use? *Ecology*, **72**: 2261-2273.
- MAZEROLLE, M. J. 2006. Improving data analysis in herpetology: using Akaike's Information Criterion (AIC) to assess the strength of biological hypotheses. *Amphibia-Reptilia*, **27**: 169-180.
- MCDONNELL, M.J. et PICKETT, S.T.A. 1990. Ecosystem structure and function along urban-rural gradients: an unexploited opportunity for ecology. *Ecology*, **70**(4): 1232-1237.
- MENZEL, J.M., MENZEL, M.A., McCRACKEN, G.F. et CHAPMAN, B.R. 2000. Notes on bat activity above the forest canopy in the eastern United States. *Amer. J. Sci.*, **58**: 212-216.
- MENZEL, M.A., MENZEL, J.M., KILGO, J.C., FORD, W.M., CARTER, T.C. et EDWARDS, J.W. 2003. Bats of the Savannah River Site and vicinity. USDA Forest Service, Southern Research Station, Asheville, NC. General Technical Report, 69 pages.
- MILLS, R.S., BARRETT, G.W. et FARRELL, M.P. 1975. Population dynamics of the big brown bat (*Eptesicus fuscus*) in southwestern Ohio. *J. Mammal.*, **56**: 591-604.
- MILNE, D.J., ARMSTRONG, M., FISHER, A., FLORES, T., et PAVEY, C.R. 2004. A comparison of three survey methods for collecting bat echolocation calls and species-accumulation rates from nightly Anabat recordings. *Wildl. Research*, **31**: 57-63.
- MINISTERE DES RESSOURCES NATURELLES ET DE LA FAUNE. 2003 Plan de développement régional associé aux ressources fauniques de la région métropolitaine de Montréal. Direction de l'aménagement de la faune de Montréal, de Laval et de la Montérégie, Longueuil, 158 pages.

- MURRAY, K.L., BRITZKE, E.R. et ROBBINS, L.W. 2001. Variation in search-phase calls of bats. *J. Mammal.*, **82**: 728-737.
- NORBERG, U.M. et RAYNER, J.M.V. 1987. Ecological morphology and flight in bats (Mammalia; Chiroptera): wing adaptations, flight performance, foraging strategy and echolocation. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B.*, **316**: 335-427.
- NOWAK, R. 1994. *Walker's Bats of the World*. Baltimore, Maryland. The Johns Hopkins University Press. Baltimore, Maryland. 287 pages.
- OBRIST, M.K. 1995. Flexible bat echolocation: the influence of individual, habitat and conspecifics on sonar signal design. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, **36**: 207-219.
- O'FARRELL, M.J., MILLER, B.W. et GANNON, W.L. 1999. Qualitative identification of free-flying bats using the Anabat detector. *J. Mammal.*, **80**(1): 11-23.
- OLFF, H. et RITCHIE, M.E. 2002. Fragmented nature: consequences for biodiversity. *Landscape and Urban Planning*, **58**(10): 83-92.
- ORIAN, G.H. et WITTENBERGER, J.F. 1991. Spatial and temporal scales of habitat selection. *American Naturalist*, **137**: 29-49.
- OWEN, S.F., MENZEL, M.A., FORD, W.M., CHAPMAN, B.R., MILLER K.V., EDWARDS, J.W. et WOOD, P.B. 2003. Home-range size and habitat used by the northern myotis (*Myotis septentrionalis*). *Amer. Midl. Nat.*, **150**(2): 352-359.
- PARKER, D.I., COOK, J.A. et LEWIS, S.W. 1996. Effects of timber harvest on bat activity in southeastern Alaska's temperate rainforests. Pages: 277-292. *Dans*, Bats and Forest Symposium. Édité par British Columbia Ministry of Forests, Victoria, B.C.
- PARSON, S., LEWIS, K.J. et PSYLLAKIS, J.M. 2003. Relationships between roosting habitat of bats and decay of aspen in the sub-boreal forests of British Columbia. *For. Ecol. Manag.*, **177**(1): 559-570.
- PATTEN, M.A. 2004. Correlates of species richness in North American bat families. *Journal of Biogeography*, **31**(6): 975-985.
- PATRIQUIN, K.J., HOGBERG, K., CHRUSZCZ, B.J. et BARCLAY, R.M.R. 2003. The influence of habitat structure on the ability to detect ultrasound using bat detectors. *Wild. Soc. Bull.*, **31**(2): 475-481.
- PIERSON, E.D. 1998. Tall trees, deep holes, and scarred landscapes: conservation biology of bats in North America. Pages: 309-325. *Dans*, Bat biology and conservation. Édité par Kunz T.H. et Racey P.A. Smithsonian Institution Press, Washington, D.C.

- PIERSON, E.D., RAINEY, W.E. et MILLER, R.M. 1996. Night roost sampling: A window on the forest bat community in northern California. Pages: 151-163. Dans, Bats and Forests Symposium, Octobre 19-21, 1995. Édité par Barclay R.M.R. et Brigham R.M., Victoria, B.C.
- PRESCOTT, J., et RICHARD, P. 2004. Mammifères du Québec et de l'Est du Canada. 2<sup>e</sup> édition Waterloo, Québec : Éditions M. Quintin, 399 pages.
- RACEY, P.A. 1998. The importance of the riparian environment as a habitat for British bats. Pages: 69-91. Dans, Behaviour and Ecology of Riparian Mammals. Édité par Dunstone N. et Gorman M.L., Cambridge University Press.
- RACEY, P.A., RYDELL, J., SWIFT, S.M. et BRODIE, L. 1998. Bats and insects over two Scottish rivers with contrasting nitrate status. Anim. Conserv., **1**:195-202.
- RACEY, P.A. et SWIFT, S.M. 1985. Feeding ecology of *Pipistrellus pipistrellus* (Chiroptera: Vespertilionidae) during pregnancy and lactation. 1. Foraging behaviour. J. Anim. Ecol., **54**: 205-215.
- REITH, C.C. 1982. Insectivorous bats fly in shadows to avoid moonlight. J. Mammal., **63**: 685-688.
- ROLSETH, S.L., KOEHLER, C.E. et BARCLAY, R.M.R. 1994. Differences in the diets of juvenile and adult hoary bats, *Lasiurus cinereus*. J. Mammal., **75** (2): 394-398.
- ROSSI, R. E., D. J. MULLA, A. G. JOURNEL et E. H. FRANZ. 1992. Geostatistical tools for modelling and interpreting ecological spatial dependence. Ecol. Monogr., **62**: 277-314.
- RUSSO, D. et JONES, G. 2003. Use of foraging habitats by bats in a Mediterranean area determined by acoustic surveys: conservation implications. Ecography, **26**: 197-209.
- RYDELL, J. 1992. Exploitation of insects around streetlamps by bats in Sweden. Funct. Ecol., **6**: 744-750.
- RYDELL, J., ENTWISTLE, A., et RACEY, P.A. 1996. Timing and foraging flights of three species of bats in relation to insect activity and predation risk. Oikos, **76**: 243-252.
- RYDELL, J., MILLER, L.A. et JENSEN, M.E. 1999. Echolocation constraints of Daubenton's foraging over water. Functional Ecology, **13**: 247-255.
- RYDELL, J. et RACEY, P.A. 1995. Street lamps and the feeding ecology of insectivorous bats. Symposium of the Zool. Soc. (London), **67**: 291-307.

- STATISTIQUE CANADA. 2006. Recensements du Canada (1971-1981). Estimations de la population. <http://www.stat.gouv.qc.ca>.
- SWIFT, S.M. et RACEY, P.A. 1983. Resource partitioning in two species of vespertilionid bats (Chiroptera) occupying the same roost. *J. Zool. Lond.*, **200**:249-259.
- SWYSTUN, M.B., LANE, J.E. et BRIGHAM, R.M. 2007. Cavity roost site availability and habitat use by bats in different aged riparian cottonwood stands. *Acta Chiróp.*, 183-191.
- THOMAS, D.W. 1988.a. Methods of assessing the availability of prey to insectivorous bats. Pages: 191-210. *Dans*, Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats. T.H. Kunz (ed.). Smithsonian institution press, Washington.
- THOMAS, D.W. 1988.b. The distribution of bats in different ages of Douglas fir forests. *J. Wildl. Manag.*, **52**: 619-26.
- THOMAS, D.W. et WEST, S.D. 1989. Sampling methods for bats. Wildlife-habitat relationships: sampling procedures for Pacific northwest vertebrates. United States Forest Service General Technical Report PNW, 20 pages.
- TUTTLE, M.D. 2004. North American bat conservation partnership: state planning guide for bats. Bat Conservation International. Austin, Texas, USA, 18 pages.
- VAN ZYLL DE JONG, C.G. 1985. Traité des mammifères du Canada. Les chauves-souris, vol. 2. Musée national des sciences naturelles. Ottawa, 215 pages.
- VAUGHAN, T.A. 1980. Opportunistic feeding by two species of *Myotis*. *J. Mammal.*, **61**(1): 118-119.
- VAUGHAN, N., JONES, G. et HARRIS, S. 1997. Habitat use of bats (Chiroptera) assessed by means of a broad-band acoustic method. *J. Appl. Ecol.*, **34**: 716-730.
- VEILLEUX, J.P. et VEILLEUX, S.L. 2004. Intra-annual and interannual fidelity to summer roost areas by female eastern pipistrelles, *Pipistrellus subflavus*. *Amer. Midl. Nat.*, **152**(1): 196-200.
- VEILLEUX, J.P., WHITAKER, J.O. et VEILLEUX, S.L. 2003. Tree-roosting ecology of reproductive female eastern pipistrelles, *Pipistrellus subflavus*, in Indiana. *J. Mammal.*, **84**: 1068-1075.
- VERBOOM, B. et SPOELSTRA, K. 1999. Effects of food abundance and wind on the use of tree lines by an insectivorous bat: *Pipistrellus pipistrellus*. *Can. J. Zool.*, **77**: 1393-1401.
- VON FRENCKELL, B. et BARCLAY, R.M.R. 1987. Bat activity over calm and turbulent water. *Can. J. Zool.*, **65**(2): 219-222.

- WALSH, A.L. et HARRIS, S. 1996. Foraging habitat preferences of vespertilionid bats in Britain. *J. Appl. Ecol.*, **33**: 508-518.
- WAYNE, C.Z., WU, J., POUYAT, R.V. et PICKETT, S.T.A. 2000. The application of ecological principles to urban and urbanizing landscapes. *Ecol. Appl.*, **10**(3): 685-688.
- WELLER, T.J. et ZABEL, C.J. 2002. Variation in bat detections due to detector orientation in a forest. *Wildl. Soc. Bull.*, **30**(3): 922-930.
- WHITAKER, J.O. Jr. 1995. Food of the big brown bat *Eptesicus fuscus* from maternity colonies in Indiana and Illinois. *Amer. Midl. Nat.*, **134**: 346-360.
- WHITAKER, J.O. Jr. 2004. Prey selection in a temperate zone insectivorous bat community. *J. Mammal.*, **85**(3): 460-469.
- WILKINSON, L.C. et BARCLAY, R.M.R. 1997. Differences in the foraging behaviour of male and female big brown bats (*Eptesicus fuscus*) during the reproductive period. *Ecoscience*, **4**(3): 279-285.
- WILLIAMS, L.M. et BRITTINGHAM, M.C. 1997. Selection of maternity roosts by big brown bats. *J. Wild. Manag.*, **61**: 359-368.
- ZIMMERMAN, G.S. et GLANZ, W.E. 2000. Habitat use by bats in eastern Maine. *J. Wild. Manag.*, **64**: 1032-1040.